A Primatologia no Brasil

Volume 10

Júlio César Bicca-Marques
Editor

Sociedade Brasileira de Primatologia

A PRIMATOLOGIA NO BRASIL

Volume 10

Porto Alegre, RS

Sociedade Brasileira de Primatologia

2007

© 2007 Sociedade Brasileira de Primatologia

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

P952 A primatologia no Brasil / editado por Júlio César Bicca-Marques. – Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Primatologia, 2007.
563 p.: il.; 23 cm

v. 10 (Anais do XI Congresso Brasileiro de Primatologia).

1. Ecologia 2. Primatologia – Brasil 3. Primata – Brasil 4. Biologia da conservação 5. Comportamento animal I. Bicca-Marques, Júlio César II. Congresso Brasileiro de Primatologia.

CDD 599.8

Ficha catalográfica elaborada por Liziane Minuzzo CRB-10/1643

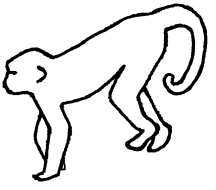
ISBN 978-85-61048-00-6

A PRIMATOLOGIA NO BRASIL
Volume 10

Júlio César Bicca-Marques
Editor

Laboratório de Primatologia
Faculdade de Biociências
Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul
Porto Alegre, RS, Brasil

Anais do
XI Congresso Brasileiro de Primatologia
Porto Alegre, RS – 13 a 18 de fevereiro de 2005



Sociedade Brasileira de Primatologia

2007

Editoração eletrônica
Júlio César Bicca-Marques

Revisão dos originais
Júlio César Bicca-Marques
Autores

Revisores *ad hoc*
Alcides Pissinatti
André Hirsch
Anita Stone
Arrilton Araújo
Carla Soraya Soares e Castro
Carlo De Lillo
Carlos Graeff-Teixeira
Cristiana Saddy Martins
Fernando de Camargo Passos
Francisco Dyonisio Cardoso Mendes
Guendalina Turcato de Oliveira
Leila Porter
Marcelo Marcelino de Oliveira
Maria Bernardete Cordeiro de Sousa
Maria de Fátima Arruda
Mauro Galetti
Nadja Schroder
Nicola Schiel
Patrícia Izar
Paul Alan Garber
Rogério Grassetto Teixeira da Cunha
Suzana Bencke Amato

Fotografia da capa
Fêmea jovem de bugio-preto (*Alouatta caraya*)
Fotografia de Júlio César Bicca-Marques

PREFÁCIO

No campo da Primatologia, o Brasil destaca-se por ser o detentor da maior biodiversidade do mundo, incluindo um grande número de táxons endêmicos. Parte dessa diversidade, no entanto, encontra-se ameaçada de extinção pela destruição e fragmentação das florestas, pela caça e pelo tráfico de animais. Devido ao crítico estado de conservação de muitos ecossistemas florestais no Brasil, a Sociedade Brasileira de Primatologia escolheu para a 11ª edição do Congresso Brasileiro de Primatologia o tema "Desafios para a Conservação em Paisagens Fragmentadas".

Uma abordagem eficiente e de longo prazo do tema conservação requer a integração de aspectos científicos, políticos e sociais entre outros, habilidade rara exercida com maestria pelo saudoso José Márcio Corrêa Ayres. Infelizmente, o Brasil perdeu prematuramente este primatólogo e conservacionista insubstituível. Resta-nos tentar seguir os seus passos em prol da biodiversidade brasileira. Este livro é dedicado à sua memória.

A preocupação com a conservação dos primatas está muito bem representada em diversos capítulos do livro. As informações contidas nesses capítulos deverão nortear ações concretas de proteção de nossa biodiversidade por parte dos órgãos oficiais de proteção do meio ambiente e servir de subsídio na discussão e elaboração de políticas públicas sobre questões críticas, tais como o manejo para a conservação e o problema das espécies de primatas introduzidos. O livro também contém capítulos abordando temas relacionados à biogeografia, parasitologia, ecologia, comportamento e cognição.

Agradeço às instituições que contribuíram de forma significativa com a realização e o sucesso do XI Congresso Brasileiro de Primatologia: Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul através da Pró-Reitoria de Extensão e da Faculdade de Biociências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Margot Marsh Biodiversity Foundation, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) e Banco do Brasil S.A.. Agradeço a todos os primatólogos que participaram da organização do evento, em especial, aos membros da Comissão Organizadora (Renata Bocorny de Azevedo, Daniela Fichtner Gomes, Carina Barboza Muhle, Fernanda Pozzan Paim, Valeska

Martins da Silva, Aline Moser Nunes, Márcia Maria de Assis Jardim, Ana Alice Biedzicki de Marques, Urbano Lopes Bobadilla e Cristina Valéria Santos) e da Comissão Científica (Patrícia Izar, Eduardo Benedicto Ottoni, Eduardo Eizirik, Maria de Fátima Arruda e Maria Emília Yamamoto).

Agradeço a Cláudio B. Valladares Pádua e Anthony B. Rylands por disponibilizarem os obituários em homenagem à memória do Márcio Ayres publicados no Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Zoologia e no periódico Neotropical Primates, aos revisores *ad hoc* pela revisão crítica, criteriosa e construtiva que auxiliou os autores na melhoria da qualidade final dos manuscritos aqui publicados e a Paul Garber e Anita Stone pela revisão dos *abstracts*.

Acima de todos, agradeço à minha esposa Cláudia Calegaro-Marques e aos meus filhos Gabriel e Ana Beatriz pelo amor, apoio constante, paciência e compreensão nas intermináveis horas que me afastei de casa ou que fiquei trabalhando no computador para tornar possível a realização do congresso e a publicação deste livro.

Por fim, agradeço o apoio financeiro fornecido pela CAPES e pelo CNPq, entidades do Governo Brasileiro voltadas para a formação de recursos humanos e o desenvolvimento de pesquisas, que tornou possível a produção do presente volume de A Primatologia no Brasil.

Porto Alegre, julho de 2007.

Júlio César Bicca-Marques
Presidente
Sociedade Brasileira de Primatologia
Biênio 2003-2004

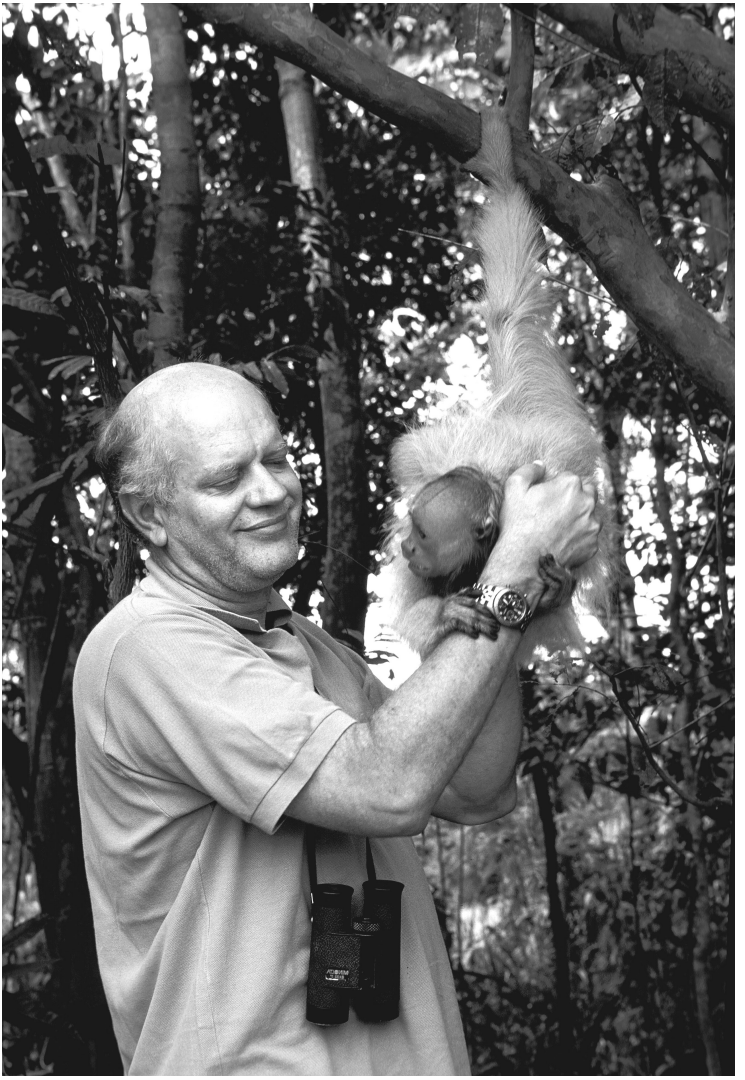


Foto: Luiz Claudio Marigo

José Márcio Corrêa Ayres
1954-2003

José Márcio Ayres:
O primatólogo que gostava de criar reservas*

Cláudio Valladares-Padua

IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas
Universidade de Brasília
Wildlife Trust

Conheci Márcio Ayres num workshop de conservação de primatas promovido pelo Zoológico de Leicester no ano de 1982, quando ele ainda era estudante de pós-graduação na Inglaterra. Quem nos apresentou foi um amigo em comum, Dr. Bob Martin, que naquela ocasião mencionou que nós pensávamos parecido e que certamente iríamos nos dar bem. Bob estava certo na sua predição. Nós em pouco tempo estávamos as gargalhadas e essa foi à tônica de quase todos nossos encontros no futuro: bom humor e amor pela conservação da natureza. Os anos se passaram e encontrei Márcio inúmeras vezes, sempre a me falar com brilho nos olhos por conta de algo novo que estava procurando criar. Márcio tinha uma energia de quem trabalha por uma missão, e isso veio à tona em todos os momentos de sua vida.

Márcio Ayres formou-se em Ciências Biológicas em 1976 pela Universidade de São Paulo. Ainda muito jovem, mostrou sua vontade de por em prática suas idéias ao ser nomeado administrador do zoológico de Ribeirão Preto com apenas vinte anos. Já formado em biologia, não se contentou em parar por aí. Seguiu os passos da carreira científica e ingressou no Curso de Mestrado em Ecologia do Instituto de Pesquisas da Amazônia (INPA). Daí para frente dedicou-se por vários anos aos estudos dos primatas brasileiros. Primeiro, o Cuxiú-Preto na região norte de Mato Grosso e no Pará. Foi nessa época que tomou contato mais de perto com as grandes ameaças que pairavam e ainda pairam sobre a floresta Amazônica e viu que a luta para a salvação dos primatas e demais elementos da fauna regional passariam pela proteção de grandes porções de seus habitats. Penso que deve ter sido nessa época que o jovem Márcio começou a nutrir o sonho de se tornar um criador de reservas. Mas a necessidade de investir em sua formação profissional não o permitia dedicar-se a essa tarefa com o vigor que pode fazê-lo posteriormente. Não contente com o mestrado, Márcio

segue os passos de um doutoramento na Universidade de Cambridge na Inglaterra. Ao realizar suas pesquisas para o PhD, no início dos anos 80, Márcio Ayres, desembarcou outra vez na Amazônia em busca de primatas, mas dessa vez na região do médio Solimões. A área conhecida como Mamirauá, até então quase desconhecida cientificamente, era foco de inúmeras ameaças ambientais. O risco a seu objeto de estudo, o uacari-branco, motivou-o a iniciar uma campanha para criar ali uma área oficialmente protegida para salvar da extinção aquele primata que antes dele havia sido conhecido apenas pelas descrições de Henry Bates em meados do século XIX. A partir de propostas feitas ao governo do Estado do Amazonas em 1985, o biólogo foi diretamente responsável pela criação da Estação Ecológica Mamirauá em 1990. Um dia, Márcio me contou que nessa época naquela região pensavam que ele era um padre missionário e quem o conheceu sabe que ele realmente tinha uma aparência de monge sem batina e com a missão de salvar, não almas, mas a biodiversidade.

Em 1985, o biólogo enviou uma proposta à Secretaria de Meio Ambiente (SEMA) para criação de uma Estação Ecológica em uma área de 260.000 ha, a primeira reserva em ambiente de várzea do país, com o objetivo de assegurar a biodiversidade local, bem como garantir a manutenção das populações humanas que ali residem. Em 1990, o governador do Estado do Amazonas declarou a criação da Estação Ecológica Mamirauá, localizada entre a confluência dos rios Solimões e Japurá, e o Auati-Paranã, com um total de 1.124.000 ha. Para viabilizar a implantação da reserva, houve uma divisão dividida em uma área "focal" com 260.000 ha, onde se iniciaram as atividades piloto de pesquisa e extensão, além das operações para manutenção da reserva. Entre 1994 e 1996, novamente sob inspiração de Márcio, o Estado do Amazonas promulga uma lei e cria uma nova categoria de área protegida, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, e Mamirauá é a primeira sob a esta nova legislação.

Márcio Ayres lutou para que estas reservas não permanecessem apenas no papel e criou um sistema de gestão participativa que inclui a população local no manejo e na vigilância de seus próprios recursos. Para gerir as duas Reservas, ele formou uma organização não-governamental: a Sociedade Civil Mamirauá.

Em 1997 Márcio e eu nos hospedamos no mesmo hotel em Manaus. Seus olhos brilhavam mais uma vez ao me falar da perspectiva de criação de uma nova reserva chamada Amaná, ligando Mamirauá ao Parque Nacional do Jaú. Em 1998, o Governo do Estado do Amazonas

decreta a criação dessa nova Reserva de Desenvolvimento Sustentável. As duas Reservas juntas formam a fantástica marca de mais de três milhões de hectares de florestas tropicais protegidas.

Os resultados positivos da inovadora experiência de conservação e manejo das reservas lhe renderam o reconhecimento internacional na área da Biologia da Conservação, tendo recebido inúmeros dos mais importantes prêmios de conservação: UNESCO, Society for Conservation Biology, Rolex e WWF-Internacional.

A ultima vez que ouvi a voz de Márcio foi durante Congresso da Sociedade de Biologia da Conservação em Kent, na Inglaterra, ano passado. Ausente fisicamente, vitima de um câncer que já não o permitia viajar, foi posto ao microfone por um gesto de carinho do colega primatólogo e amigo de muitos anos, Dr. Gustavo Fonseca, ao ser homenageado pela Sociedade. Gustavo nos ligou por celular ao hospital onde Márcio enfrentava a doença já em estado avançado e ele, mais uma vez, mostrou a sua força ao falar com enorme energia e positividade do que o prêmio representava para ele e para seus planos futuros.

Depois disso, por duas vezes estive em Nova Iorque e tentei falar com Márcio, mas o tratamento não permitia receber visitas nessas ocasiões. Márcio veio a falecer no dia 7 de março de 2003. Desaparece para nós, prematuramente, um dos melhores primatólogos e conservacionistas que nosso país já teve. Uma certeza me resta no entanto: a esta altura, tenho certeza, o incansável amigo Márcio está criando novas reservas no Paraíso. Um adeus saudoso de todos nós primatólogos que o admiramos tanto!

*Publicado originalmente no *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Zoologia*, junho 2003, nº 72:6-7.

José Márcio Ayres*

Russell A. Mittermeier

Conservation International

José Márcio Ayres and I shared a love for a very special primate, the white uakari of the *várzea* forests of the upper Solimões. I had originally planned to do my thesis on this animal, and carried out an expedition to find it in 1973. I succeeded in locating several populations, especially in the tiny Rio Panauá, but the logistics of working there (and the mosquitos) were so difficult that I gave up and chose another thesis topic. It would be a decade before Márcio, who was also fascinated by this bizarre monkey with a short tail, long shaggy white fur and a bright red face, demonstrated his dedication and persistence by conducting the first detailed field study of this animal. This study, which Márcio carried out in spite of many hardships and a variety of health problems that he encountered during his work, is now a classic and one of the most important bodies of research ever carried out on an Amazonian primate. What is more, his commitment to the species and the region in which it occurs led to the creation of the 1,124,000 ha Mamirauá Sustainable Development Reserve, and later the huge Mamirauá-Amanã-Jaú Corridor, one of the most important protected-area complexes on Earth.

But Márcio was not satisfied with the mere creation of a new protected area. Rather, he decided that Mamirauá should become a model for conservation in Amazonia, and he began, more than a decade ago, to create an infrastructure and find the funding to make Mamirauá work at a scale that was meaningful and relevant to the region, its human inhabitants and its biodiversity—something that had never been done before. He used his considerable skills in science, communications, and fund-raising to create a program that is unmatched anywhere in Amazonia, and that has set new standards for conservation. Several years ago, before his illness began, he and I talked about trying to recreate the Mamirauá model in 10 other places in Amazonia. He first looked at me like I was crazy, but, after a brief reflection, indicated that he was ready to go. I have no doubt that, had he lived, he would have over the course of his career been instrumental in the creation of

many more reserves of this kind. Indeed, the Sustainable Development Reserve model, of which Mamirauá was the first, has already become an integral part of conservation strategies for Amazonia, with another four, covering 3,281,021 ha, having been created in Márcio's lifetime and many more in the planning stages.

Márcio Ayres, in the simplest possible terms, was the greatest conservationist ever to work in Amazonia. He was a true leader, a visionary, a practical implementer, a clever communicator, and an amazing salesman who succeeded in finding funds for his work from a wide range of different sources. On top of that, he was a world-class scientist, whose grasp of the biodiversity conservation business was unsurpassed and whose scientific contributions will long be remembered. And, last but not least, he was a loyal and steadfast friend who could always be counted upon in any circumstance. I first met Márcio at a primate meeting in Belém in 1977, and over the next quarter century, we shared many experiences in the field, in international gatherings of many different kinds, and as members of the Steering Committee of the IUCN's Species Survival Commission. As with so many others who shared his life, I will miss him very much and still find it hard to believe that he is gone. He had so much to contribute in so many ways, and it is truly sad that he left us before he could realize all of his dreams. The best thing that we can do to honor him is to help continue what he so effectively started, and to make sure that his vision of Amazonia becomes a reality.

*Publicado originalmente no periódico *Neotropical Primates*, abril 2003, nº 11:40.

The grand vision of Márcio Ayres*

Gustavo A. B. da Fonseca

Universidade Federal de Minas Gerais
& Conservation International

The life of José Márcio Ayres—Márcio to his colleagues, and Zé Márcio to his relatives—epitomized the power of articulating strong links between good science and effective conservation action, something that is often said but much less frequently accomplished. He would derive as much pleasure from having a high-profile paper of his appearing in the *American Naturalist,* supporting the allopatric model of speciation driven by Amazonian rivers, as he would by dumbfounding an unimaginative government bureaucrat into committing sizable sums of money to his beloved reserves. I remember him being as proud of himself from being accepted into the Brazilian Academy of Sciences, and receiving countless prizes and honors internationally, as he was of showing the progress in the human health statistics resulting from investments in the Amazonian communities he loved to work with. He definitely lived what he preached.

Very funny, personable and unassuming, Márcio definitely had the Midas touch. While working on a doctoral dissertation with the white uakari, *Cacajao calvus*, he envisioned the largest flooded forest reserve in the world, the Mamirauá Sustainable Development Reserve. While thinking about new ways of ensuring the long-term ecological integrity of the Amazon basin, Márcio dreamt of the most extensive and unbroken network of protected areas and Indigenous reserves in the world: the Central Amazon Corridor, in excess of 12 million hectares. Transplanting to the national and international arenas the political skills acquired through many years of the soft talk that characterizes the social environment of all native Amazonids, his dreams and vision slowly but surely became reality. The protected area management models pioneered in the Mamirauá and Amanã Sustainable Development Reserves, anchored on solid conservation biology and socio-economic research agendas, will remain Márcio's most enduring legacy, and the principal inspiration to those who follow in his footsteps.

Since the diagnosis of his illness in late 2001, Márcio and I spoke on the phone every couple of days or so, his condition permitting. The usual optimism and the constant scheming up of great new things never slowed down, even in the worst phases of his treatment. Márcio would continue spending many hours a day on the Internet working on numerous projects but, as a master junk-mailer, he never ceased to continue playing tricks and teasing friends with jokes of all tastes and colors. Above all, Márcio was a great optimist who enjoyed life.

During my few visits to his apartment in New York, where he was staying while receiving the best medical care possible—almost always in the company of his wife, sons and parents—he suggested writing a book on the work that we and many other colleagues did in 1996: designing and proposing, at the request of the Brazilian government, the creation of seven major "Ecological Corridors" in the Amazon and the Atlantic Forest which encompassed many dozens of reserves and other forms of managed landscapes. He likely knew this would be his last publication, and his choice was emblematic of how he would like to be remembered – as an advocate of bold new ideas.

*Publicado originalmente no periódico *Neotropical Primates*, abril 2003, nº 11:40-41.

Sociedade Brasileira de Primatologia (SBPr)

Fundada em 23 de janeiro de 1979
Em 15 de outubro de 2005 passou a ser denominada oficialmente de Associação Brasileira de Primatologia (mas manteve a consagrada sigla SBPr) a fim de manter a condição de pessoa jurídica sem fins lucrativos de acordo com o Novo Código Civil Brasileiro (Lei nº 10.406, de 10 de janeiro de 2002).

Diretorias

1979-1980
Presidente: Fernando Dias de Ávila-Pires/UNICAMP
Vice-Presidente: Pedro Henrique Saldanha/USP
Secretária-Geral: Célia Priszkulnik Koiffmann/USP
2ª Secretária: Sueli Bonder Itskan Forshaid/USP
Tesoureiro: Adelmar Faria Coimbra-Filho/CPRJ
Vice-Tesoureiro: Cory T. de Carvalho/USP

1981-1982
Presidente: Bráulio Magalhães Castro/UnB
Vice-Presidente: Milton Thiago de Mello/UnB
Secretário-Geral: Maurício de Pinho Gama/UnB
2º Secretário: Paulo do Espírito Santo Saraiva/UnB
Tesoureiro: Carlos Alves Júnior/UnB
Vice-Tesoureira: Ana Dolabela de Lima/UnB

1983-1984
Presidente: Milton Thiago de Mello/UnB
Vice-Presidente: Célio Murilo de Carvalho Valle/UFMG
Secretária-Geral: Dóris Santos de Faria/UnB
2º Secretário: Jair Nascimento Álvares/UFRN
Tesoureira: Maria Ângela Guimarães Feitosa/UnB
Vice-Tesoureira: Maria Paula Cruz Schneider/UFPA

1985-1986
Presidente: Célio Murilo de Carvalho Valle/UFMG
Vice-Presidente: Alcides Pissinatti/CPRJ
Secretária-Geral: Maria Cristina Alves/UFMG
2ª Secretária: Cecília Torres/USP
Tesoureiro: Ilmar Bastos Santos/UFMG
Vice-Tesoureira: Carmen Alonso/UFPB

1987-1988
Presidente: Anthony Brome Rylands/UFMG
Vice-Presidente: Roberto da Rocha e Silva/CPRJ
Secretário-Geral: Eduardo Marcelino Veado/Aline Tristão Bernardes/UFMG
2º Secretário: Edson da Rocha Frazão/INPA
Tesoureiro: Ilmar Bastos Santos/UFMG
Vice-Tesoureiro: Rosa Maria Lemos de Sá/UnB

1989-1990
Presidente: Maria Emília Yamamoto/UFRN
Vice-Presidente: Carmen Samiguel Alonso/UFPB
Secretário-Geral: Lúcio Flávio Moreira/UFRN
2º Secretário: Arrilton Araújo/UFRN
Tesoureira: Fátima Arruda/UFRN
Vice-Tesoureira: Maria Adélia Monteiro da Cruz/UFRPE

1991-1994
Presidente: Horácio Schneider/UFPA
Vice-Presidente: Stephen Francis Ferrari/UFPA
Secretária-Geral: Aline da Rin Paranhos de Azevedo/MPEG
2ª Secretária: Maria Iracilda Sampaio/UFPA
Tesoureira: Maria Paula Cruz Schneider/UFPA
Vice-Tesoureiro: José de Souza e Silva Júnior/MPEG

1994-1995
Presidente: Carmen Alonso/UFPB
Vice-Presidente: Alcides Pissinatti/CPRJ
Secretária-Geral: Maria Adélia Oliveira Monteiro da Cruz/UFRPE
2ª Secretária: Maria de Fátima Freire Melo Ximenes/UFRN
Tesoureira: Maria Bernardete Cordeiro de Sousa/UFRN
Vice-Tesoureira: Maria de Fátima Arruda/UFRN

1995-1997
Presidente: Carmen Alonso Samiguel/UFPB
Vice-Presidente: Alcides Pissinatti/CPRJ
Secretária-Geral: Aurora Maria Figueiredo Coelho Costa
2ª Secretária: Simone Porfírio de Souza/UFPB
Tesoureiro: Pedro José de Souza Bias
Vice-Tesoureira: Maria Adélia de Oliveira Monteiro da Cruz/UFRPE

1997-1999
Presidente: Alcides Pissinatti/CPRJ
Vice-Presidente: Sérgio Lucena Mendes/MBML
Secretária-Geral: Cristina Valéria Santos/USP
2ª Secretária: Patrícia Izar/USP
Tesoureira: Adriana Odália Rímoli/USP
Vice-Tesoureiro: José Rímoli/USP

1999-2002
Presidente: Stephen Francis Ferrari/UFPA
Vice-Presidente: José Augusto Pereira Carneiro Muniz/CENP (renunciou)
Secretário-Geral: Humberto S. Ferreira/CENP (renunciou)
2º Secretário: Vanner Boere de Souza/UnB (assumiu a Secretaria-Geral)
Tesoureiro: José Rímoli/UFPA
Vice-Tesoureira: Honorly Kátia M. Correa/UFPA

2003-2004
Presidente: Júlio César Bicca-Marques/PUCRS
Vice-Presidente: Cristina Valéria Santos/UNISUL
Secretária-Geral: Márcia Maria de Assis Jardim/FZBRS
2º Secretário: Marcos de Souza Fialho/IBAMA
Tesoureira: Ana Alice Biedzicki de Marques/MMA
Vice-Tesoureiro: Urbano Lopes Bobadilla/ULBRA

2005-2007
Presidente: Fabiano Rodrigues de Melo/UEMG-FAFILE
Vice-Presidente: André Hirsch/PUC-MG
Secretária-Geral: Cláudia Costa/PUC-MG e UNILESTE
2º Secretário: Luiz Gustavo Dias/BIODIVERSITAS
Tesoureiro: Ítalo Mourthé/PG-ECMVS-ICB
Vice-Tesoureira: Fernanda Tabacow/RPPN FMA

SUMÁRIO

What New World primates contribute to primatology
K.B. Strier ……..……..…….. 1

Making conservation count: primates, fragmentation, and the future
L.K. Marsh ……..…… 17

Primate conservation in fragmented Neotropical landscapes: human dimension of the problem and conservation value of agroecosystems
A. Estrada …… 37

Manejo para a conservação de primatas brasileiros
M.C.M. Kierulff, P. Procópio-de-Oliveira, C.S. Martins, C.B.Valladares-Padua, S. Porfírio, M.M. de Oliveira, A.B. Rylands & A.R.G.F. Bezerra 71

Ecologia, comportamento e manejo de primatas invasores e populações-problema
C.V. Santos, M.M. de Morais Jr., M.M. de Oliveira, S.B. Mikich, C.R. Ruiz-Miranda & K.P.L. Moore 101

Distribuição e ocorrência de primatas no Estado do Paraná, Brasil
F.C. Passos, J.M.D. Miranda, L.M. Aguiar, G. Ludwig, I.P. Bernardi & R.F. Moro-Rios 119

Mapeamento das áreas de ocorrência de *Alouatta ululata* - Etapa Ceará
M.M. de Oliveira, J.G. Ferreira, G.L.S. Mota & S.G. Soares . 151

Situação atual do sagüi-da-serra (*Callithrix flaviceps*) em fragmentos florestais da Zona da Mata de Minas Gerais
C.L.S. Mendes & F.R. de Melo 163

Mapeamento das áreas de ocorrência de *Alouatta caraya* em fragmentos florestais de Tupanciretã, Rio Grande do Sul
V.M. da Silva & T.L. Codenotti 181

Ocorrência e abundância de primatas em fragmentos florestais no Centro de Endemismo Pernambuco
A.R. Mendes Pontes, R.A. Jordani, P.F. Rosas Ribeiro, I.C. Normande, A.C.A. Fernandes, M.L. Soares & C.B. Ramalho 193

Translocação de duas fêmeas de bugio-preto (*Alouatta caraya* Humboldt, 1812) do lago da Hidrelétrica de Queimado, Minas Gerais, Brasil
R.C. Printes & M.C.C. Malta 207

Parásitos gastrointestinales en mono aullador (*Alouatta palliata*) en la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México
M.S. Aguilar Cucurachi, D.C. Espinosa & M.P. Rodríguez ... 225

Levantamento de parasitos intestinais de bugios-ruivos, *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 (Primates, Atelidae), mantidos em cativeiro no Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial, Santa Catarina
J.A. Greinert, J.C. de Souza Junior, R. Baade, G. Rode, A. Heinig Junior, E. Cardoso, H.H. da Silva Filho & Z.M.B. Hirano 239

Investigação etiológica de uma epizootia em sagüis (*Callithrix jacchus*) numa área indene para febre amarela
J.F.V. Coutinho, I.D. Lima, A.M.T. Silva, M.S.B. Freire, W.M. Bonfim, V.L.R.S. Barros, P.F.C. Vasconcelos, E. Höfer, M.G.L. de Queiroz, G.B. Araújo, J.A.P.C. Muniz, R.A. Carvalho, I.C. da Costa & M.F. de Souza 251

Population density of *Callimico goeldii* (Goeldi´s monkey) in relationship to home range and habitat in a forest fragment in Acre, Brazil
J.A. Rehg 269

Demografia de um grupo de sagüis-de-tufo-preto (*Callithrix penicillata* É. Geoffroy, 1812) em um fragmento urbano de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil
A. Odália-Rímoli & J. Rímoli 299

Socioecologia de macacos-prego (*Cebus* spp.) selvagens e provisionados: uma análise comparativa
P. Izar & R.G. Ferreira 323

Dieta e área de uso do sagüi-da-cara-branca (*Callithrix geoffroyi*) em Porto Seguro, Bahia
A. Abbehusen, R.M.L. da Silva & C.E. Barreto 339

Padrão de atividades e dieta de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940: uma análise sexo-etária
F. Koch & J.C. Bicca-Marques 353

Viabilidade e germinação de sementes de esporão-de-galo, *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sargent., ingeridas pelo bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940
V.G. Graeff, J.C. Bicca-Marques & L.V. Astarita 363

Posturas de alimentação e tipos de locomoção utilizados por bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940)
R.B. de Azevedo & J.C. Bicca-Marques 375

Lateralidade na coleta de alimentos em *Alouatta guariba clamitans* cativos
M.J. Rossi, Z.M.B. Hirano & D.A.G. de Oliveira 387

Regras individuais de forrageio em batedores de *Saguinus imperator imperator* e *Saguinus fuscicollis weddelli*
J.C. Bicca-Marques & A.M. Nunes 401

Comportamento de termorregulação em bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 - Primates, Atelidae) no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul, RS
C.B. Muhle & J.C. Bicca-Marques 423

Termorregulação comportamental em *Mandrillus sphinx* (Cercopithecidae, Primates) no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul, RS, Brasil
D.F. Gomes & J.C. Bicca-Marques 433

Comportamento social em dois grupos de *Cebus apella* em cativeiro
H.M. Prates, D.B. Montano & J.C. Bicca-Marques 445

O cuidado alomaterno exibido por uma fêmea de macaco-prego (*Cebus apella*) após a morte da própria cria: um caso de adoção?
M.P. Verderane & P. Izar 463

Correlação entre os níveis de hormônios esteroidais e o comportamento sócio-sexual de pares reprodutores de sagüi comum (*Callithrix jacchus*) durante a gravidez
M.F.P.P. Barbosa, H.G. do Nascimento, P.P. da Silva Junior, I.C. de Sousa, D.M. Saldanha, M.L. Cardoso, M.L.C. Rodrigues & M.B.C. de Sousa 477

Substituição de indivíduos reprodutores em um grupo de sagüi (*Callithrix jacchus*) em ambiente natural
L.N. de Medeiros & C.S.S. de Castro 495

Perfil reprodutivo de *Callithrix penicillata* em cativeiro
G.T.M. Barino, R.M. Pinto, M.O. Guerra, V.M. Peters & D.A.C. Araújo 511

Relational spatial reasoning and tool use in capuchin monkeys
D.M. Fragaszy 521

Field experiments: a critical approach to the study of primate cognition
P.A. Garber & J.C. Bicca-Marques 547

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 1-16

What New World primates contribute to primatology

Karen B. Strier

Department of Anthropology
University of Wisconsin-Madison

ABSTRACT

The logo of the IXth Congress of the International Primatological Society, held in Brasilia in 1988, was "New World Primates, New Fontiers." In less than two decades since that meeting, New World primates have become the subjects of a growing number of field studies on a diversity of topics. Results from these studies have broadened comparative perspectives, and moved New World primates from the margins to the mainstream of contemporary primatology. Key discoveries from nearly all major taxonomic groups have highlighted the role of demography in shaping grouping, dispersal, and reproductive patterns, and emphasized intra-specific, population variation in both ecological and non-ecological behaviors. Innovative approaches include field experiments to understand cognition and communication, and non-invasive methods for sampling hormones and genetics to address questions about biology and to evaluate their conservation status. New World primates deviate from their Old World analogues in some key respects, while providing important insights into the relative importance of ecology versus phylogeny through the similarities that some New

* Endereço para correspondência: Karen B. Strier, Department of Anthropology, University of Wisconsin-Madison, 1180 Observatory Drive, Madison, WI 53706, U.S.A., Fax: +1-608-2654216, Email: kbstrier@wisc.edu

World monkeys share with Old World monkeys and apes. As comparative data have accumulated from multiple populations of the same and closely-related taxa, and from single populations and groups over time, longitudinal and intraspecific perspectives have shifted the emphasis away from species-typical characterizations, and toward a greater appreciation for the behavioral diversity of New World primates and the ways in which basic behavioral research can contribute to their conservation.

Key words: social system, cognition, demography, reproduction, fragmentation

RESUMO

O logotipo do IX Congresso da Sociedade Internacional de Primatologia, realizado em Brasília em 1988, era "Primatas do Novo Mundo, Novas Fronteiras". Em menos de duas décadas desde o congresso, os primatas do Novo Mundo se tornaram o alvo de um número crescente de estudos de campo enfocando uma diversidade de assuntos. Os resultados desses estudos têm ampliado as perspectivas comparativas e transferido os primatas do Novo Mundo da periferia para o centro da primatologia contemporânea. Descobertas-chave em quase todos os principais grupos taxonômicos têm destacado o papel da demografia na moldagem de padrões de agrupamento, dispersão e reprodução e enfatizado variações intra-específicas e populacionais em comportamentos ecológicos e não-ecológicos. Abordagens inovadoras incluem experimentos de campo para entender aspectos da cognição e comunicação e métodos não-invasivos de obtenção de dados hormonais e genéticos para responder questões sobre a biologia e avaliar o estado de conservação das espécies. Os primatas do Novo Mundo diferem dos seus análogos do Velho Mundo em alguns aspectos-chave, mas fornecem dicas valiosas sobre a importância relativa da ecologia versus filogenia através das características que alguns macacos do Novo Mundo compartilham com os macacos do Velho Mundo e com os hominóides. À medida que dados comparativos foram acumulados de múltiplas populações da mesma espécie ou de táxons aparentados, bem como de populações e grupos individuais ao longo do tempo, perspectivas longitudinais e intra-específicas têm alterado a ênfase em caracterizações específicas na direção de uma maior avaliação da

diversidade comportamental dos primatas do Novo Mundo e da maneira como a pesquisa comportamental básica pode contribuir com a conservação das espécies.

Palavras-chave: sistema social, cognição, demografia, reprodução, fragmentação

INTRODUCTION

It was not so very long ago that New World primates were regarded as enigmas. The theme of the 1988 International Primatological Society meeting, held in Brasilia, was *New World Primates, New Frontiers*. This slogan called attention to the great wealth of potential information that New World primates could bring to comparative perspectives on primates, and challenged primatologists to explore them. At that time, systematic field studies on New World Primates were still fairly limited in terms of both the diversity of taxa that had been studied and the paucity of comparisons between New World and Old World primates. A review of publications through the early 1980s revealed that only one genus of platyrrhines, *Alouatta*, ranked among the top 10 primate genera studied in the wild (Southwick & Smith, 1986). Although a number of different callitrichin taxa were also well known by that time, most of those studies focused on captive populations, where the effects of ecological and demographic variables on behavior could not be thoroughly evaluated.

Anthropocentric biases in primatology were at least partially responsible for the slow pace at which field studies of New World primates were launched (Strier, 2003a, 2003b). Platyrrhines are more distantly related to humans than are hominoids such as *Pan* and *Gorilla*, and no New World monkeys habitually fill the kinds of semi-terrestrial ecological niches that made some cercopithecines such as *Macaca* and especially, *Papio*, interesting for comparisons with hominids. Cultural perceptions of whether primates fall along the animal-human continuum also vary a great deal, and have been influential in dictating the degree to which nonhuman primates have been studied as other animals or as models for humans (de Waal, 2001; Harraway, 1989; Strier, 2003b). Different traditions of treating primates as closer to other animals, or as closer to humans, have also affected whether primatologists tend to be

studied by biologists and zoologists, versus anthropologists and psychologists, respectively.

In fewer than two decades, field studies on New World primates have proliferated at an impressive rate. These studies have diversified to include nearly all genera and in some cases, multiple species and different populations of the same species, and there are now long-term studies of some populations of New World primates that span multiple generations, permitting comparisons with the longitudinal studies that have been carried out on the most familiar of Old World monkeys and apes. As a result of these advances, field research on New World primates has not only opened the "*new frontiers*" that were previously anticipated, but has also provided new insights into what was a previously unimaginable diversity of platyrrhine behavior patterns. As we learn more about them, New World primates are providing new perspectives on primates, shaping field of primatology more broadly.

In this paper I review a subset of new insights that have emerged from field studies of New World primates, many of which focus on insights from Brazilian taxa. I do not pretend to provide a comprehensive review of all of the exciting and important discoveries about New World primates, as such an extensive review would require an entire volume in itself. Instead, I restrict my review to a selection of diverse examples that illustrate some of the new ideas that New World primates have brought to the comparative discipline of primatology.

NEW WORLD PRIMATES, NEW IDEAS

Diversity of social and kinship systems

The expansion of New World primate field research has been influential in shaping our comparative perspectives on the diversity of primate social and kinship systems. Previously, most primates were thought to live in social groups comprised of maternally and matrilineally related females and unrelated males, which transfer out of their natal groups and into other groups for reproductive purposes. Male-biased dispersal with female philopatry characterizes many of the best-studied Old World monkeys, such as *Macaca* and *Papio*, and is consistent with the dispersal patterns of most other mammals. Female kin bonds were therefore assumed to characterize most other primates, with the exception of apes (Wrangham, 1980). The pattern of male

philopatry and female dispersal in both chimpanzees and bonobos (*Pan troglodytes* and *P. paniscus*) was considered a trait of the clade to which humans belong, setting these apes apart from most other, more distantly-related primates (Wrangham, 1987).

The prevalence of female philopatry across the Primate Order was challenged early on (e.g., Moore, 1984) based on known exceptions among both Old World and New World primates. For example, bi-sexual dispersal had already been reported in howler monkeys (Crockett & Eisenberg, 1987; Glander, 1980; Jones, 1980), and not surprisingly, therefore, howler monkeys did not fit the narrow definition of female-bonded primates based on cercopithecine models. Nonetheless, it was not until the 1980s, when reports based on field studies of other platyrrhines, such as Costa Rican squirrel monkeys (Boinski, 1994), Peruvian spider monkeys (Chapman, 1988; Symington, 1987) and muriquis (Strier, 1986) began to emerge that the evidence for much greater diversity in primate dispersal patterns than previously assumed revealed the "myth of the typical primate" (Strier, 1994).

Today, we know that male philopatry with female-biased dispersal characterizes all three genera of atelins, including woolly monkeys (*Lagothrix*; Nishimura, 2003) as well as spider monkeys and northern muriquis (Strier, 1992, 1999a), and at least one species of squirrel monkeys (Boinski, 1999), as well as many Old World colobine monkeys in addition to *Pan* (Di Fiore & Rendall, 1994). Similarly, we know that bi-sexual dispersal occurs in many populations of marmosets and tamarins depending on local demographic conditions (Strier, 1999b), and may also occur in at least one population of bonobos (Hohmann, 2001), where males transfer out of their natal groups in search of more favorable sex ratios or greater reproductive opportunities elsewhere.

The striking similarities first observed between chimpanzees and spider monkeys (Symington, 1990) now include other apes and atelins, emphasizing that the dispersal patterns of New World monkeys differ from those of Old World cercopithecines, and resemble more closely those of apes (Strier, 2001). Examples of male philopatry are found in all of the major taxonomic groups except lemurs. In the majority of primates studied to date, it is either exclusively females, or both females and males, that disperse from their natal groups. Thus, in contrast to traditional perceptions, many adult female primates live in groups without extended matrilineal kin networks. Extended matrilines, such as

those found in macaques and savanna-dwelling baboons, are more the exception than the rule among primates (Di Fiore & Rendall, 1994).

Tool-use, cognition, and inter-population behavioral variation

Tool-use by chimpanzees has long been of great inherent interest for understanding the origins of tool-use in human evolution. And, because of their close phylogenetic relationship with humans, tool-use has also been regarded as indicative of the greater cognitive abilities of chimpanzees compared to other non-human primates. It is not surprising, therefore, that accumulating evidence of variation in tool-using practices that cannot be attributed to ecology or genetics across different populations of chimpanzees has generated so much attention (McGrew, 1998, 2001; Whiten *et al.*, 1999). Whether these differences are described as "local traditions" or "culture," they clearly demonstrate the ability of long-lived, social primates to develop new behavioral practices that are transmitted from one generation to the next (Strier, 2003a). Similar examples of variation in the tool-using practices of orangutans (*Pongo*: van Schaik *et al.*, 2003) are consistent ape-monkey distinctions in cognitive abilities. They also call attention to the role of sociality in creating opportunities for the social transmission of these local traditions (van Schaik *et al.*, 1999).

Recent reports of extractive foraging techniques in different populations of capuchin monkeys found in Costa Rica (*Cebus capucinus*: Perry & Manson, 2003; Perry *et al.*, 2003) and tool-use among capuchin monkeys in Brazil (*Cebus libidinus*: Fragaszy *et al.*, 2004; Moura & Lee, 2004) have challenged the idea that inter-population variation in behavioral practices are a distinguishing feature of the great apes. Like chimpanzees, inter-population differences among capuchin monkey tool-using behavior cannot be explained by genetic or ecological variables alone. Moreover, like some West African chimpanzees, some Brazilian capuchin monkeys use stones to crack open hard nuts, which are first placed upon a rock that serves as an anvil. Their use of two tools in conjunction to achieve a goal is consistent with definitions of "tool sets" (Brewer & McGrew, 1990) and "tool composites" (Sugiyama, 1997).

The varied and widespread use of stone tools by capuchin monkeys challenges the idea that tool-use distinguishes hominoids from other primates, just as male philopatry and female dispersal in atelins

challenges the idea that male philopatry is unique among the *Pan-Homo* clade. Just as male chimpanzees engage in behaviors such as hunting and boundary patrols that male atelins do not, the extent of chimpanzee tool-use may exceed that of capuchin monkeys. The distinctions, however, are ones of degree, rather than kind. It will only be possible to assess the degree to which these Neotropical primates resemble or differ from chimpanzees in their innovative behavior patterns when field studies on capuchin monkeys approach the duration and the number of different populations studied of chimpanzees.

It is also important to note that local tool-using traditions, or "cultures," are just one of the ways in which populations of the same species differ from one another. Differences in grooming hand-clasping styles, such as those described for chimpanzees (McGrew *et al.*, 2001) may have parallels in the greeting displays of other highly social New World primates that have not yet been examined. For example, the embraces that muriquis and spider monkeys engage in may reveal similar types of individual, group, and population-specific variation in style as the grooming hand-clasps of chimpanzees.

The development of local behavioral patterns requires extended opportunities for social learning, which the slow life histories of some New World primates also provide. The life histories of atelins, for example, are more similar to those of apes than they are to other Old World monkeys similar to them in body mass (Nishimura, 2003; Strier, 2003a). It would be surprising if long-term studies of multiple populations of spider monkeys or muriquis did not reveal comparable population variation in non-ecological behavior patterns as in apes.

Ecological and demographic influences on reproduction

The relationship between sex and reproduction is another facet of primate behavior that has attracted considerable comparative attention. Although we now know that many primates, like humans, engage in sex for nonreproductive purposes (Hrdy, 1981), there is some disagreement about the degree to why the disassociation between sex and reproduction occurs in nonhuman primates. Mating at times when the probability of fertilization is low has been assumed to represent the only option available to low ranking or less preferred males, and is a strategy that may have been selected for in females because of the advantages of confusing paternity (Strier, 2007). The degree to which ovulation can be

reliably detected from pheromonal, visible, or behavioral cues is important in evaluating alternative explanations for nonreproductive sexual interactions from both male and female perspectives, yet these mechanisms are still poorly understood for most New World primates in the wild (Carnegie *et al.*, 2005; Nunn, 1999).

Reproductive seasonality

Opportunities for the decoupling of sex and reproduction appear to be inversely related to the degree to which reproduction is seasonally constrained. In strongly seasonal breeders, such as lemurs, for example, mating occurs exclusively during the 1-2 month breeding season when females are sexually receptive. In primates with more relaxed breeding seasons, or that reproduce year-round, it is difficult to discern whether nonreproductive sex is strategic or a product of unsuccessful fertilization.

Extending these comparisons to include New World primates provides a wider range of variation in the relationships between mating and conceptions, which may be entirely or only partially mediated by environmental factors associated with seasonality. Indeed, these relationships may be best expressed as continua, with strictly seasonal breeders such as lemurs at one extreme, and aseasonal breeders, such as many baboons, at the other extreme. In between, however, are two examples provided by New World monkeys in which the conception season encompasses a much shorter period of time than the mating period. In brown capuchin monkeys at the Biological Station of Caratinga, for example, mating occurs year-round, but conceptions appear to be concentrated during the dry season, when female preferences for the alpha male and his higher mating success are most evident (Lynch *et al.*, 2002). In sympatric northern muriquis, the mating season may begin up to 2 months prior to the onset of the first conception (Strier *et al.*, 2003), and up to 50% of copulations may occur outside of the periovulatory period when the probability of conception is low (Strier, 2001).

These two Atlantic forest monkeys provide different examples of the ways in which reproductive seasonality, and the ecological variables that underlie it, may mediate the relationship between sex and reproduction in other primates. Additional data from other populations of these and closely related species, and from other species in both the New and Old World, will provide further insights into the degree to

which ecology permits or constrains the occurrence of nonreproductive sex.

Reproductive suppression

Yet another example of the ways in which field studies on New World primates have altered previously held views about primate reproductive patterns come from comparisons between wild and captive callitrichins. Marmosets and tamarins are highly unusual among primates because of their routine production of litters instead of singleton births, and the high levels of alloparental care provided by adult males, subordinate females, and immature family members of both sexes.

Marmosets and tamarins also exhibit some of the most extreme cases of reproductive skew among females. In captivity, behavioral and olfactory cues from the dominant females appear to inhibit or suppress ovulation in subordinate females, resulting in groups in which only the dominant female reproduces. In the wild, however, this reproductive suppression is not nearly so ubiquitous. In wild cotton-top tamarins, many subordinate females conceive (Savage *et al.*, 1997), and it is not uncommon for subordinate female common marmosets and buffy-headed marmosets to give birth. While aggression toward reproductively active subordinate female common marmosets and their infants may result in infant deaths (Digby & Ferrari, 1994), it is clear that the mechanisms by which dominant females suppress ovulation in subordinates in captivity are not as effective in the wild (Arruda *et al.*, 2005; Sousa *et al.*, 2005).

The relaxation of reproductive suppression in wild marmoset populations may reflect the ability of subordinate females to avoid the behavioral and pheronomal cues from dominant females that successfully inhibit their ovulation in captivity. In wild populations, subordinate females can maintain their distance from dominant females, and they have more opportunities for sexual encounters with unfamiliar or unrelated males from neighboring groups, as well as greater opportunities to disperse. Some combination of diluted cues from the dominant female, greater sexual access to attractive male partners, and dispersal options may lower the variance in female reproductive success in wild callitrichins.

In addition to revealing a much wider range of variation in callitrichin reproductive patterns than was evident from studies in captivity, field studies have also demonstrated the importance of

demographic contexts and larger social networks. Extending these insights from callitrichin field studies to other species of primates will undoubtedly prove to be equally informative (Strier, 2003c). For example, shifts in group and population-wide sex ratios may result in shifts in dispersal patterns, with corresponding changes in reproductive opportunities, as my colleagues and I have observed in northern muriquis (Strier *et al.*, 2006).

Effects of habitat loss and fragmentation

A final example of the insights that field studies of New World primates can contribute to primatology comes from the tragic history of extensive habitat loss and fragmentation that has devastated many endemic species of New World primates, particularly in Mesoamerica and the Atlantic forest. With the exception of Madagascar and its endemic lemurs, which have also suffered from extensive habitat and population losses for more than a century (Green & Sussman, 1990; Sussman *et al.*, 2003), New World primates have been subjected to usually long histories of anthropogenic disturbances. Most field studies of Mesoamerican and Atlantic forest primates were initiated subsequent to these disturbances, and therefore our discoveries about these primates have necessarily occurred within altered ecological contexts.

What we've learned about New World primates living in such altered habitats may become increasingly important to assessing the impact of rapid and irreversible habitat loss on endemic primates in other parts of the world. Rapid habitat loss in Borneo, for example, will have deleterious consequences for endemic primates, such as orangutans (Curran *et al.*, 2004), similar to the impact of the destruction of the Atlantic forest on muriquis. Comparisons between the dietary, ranging, and grouping patterns of New World primates living in fragmented versus continuous forests may become increasingly important to the development of hypotheses about fate of other long-lived primates with slow life histories as their continuous populations and habitats are destroyed.

In many respects, conservation efforts on behalf of many New World primates are more informed and well developed than those for Old World primates that have only more recently been subjected to the habitat loss and hunting pressures that threaten their survival. Many Latin American countries have active primatological societies, with

long traditions of primatological research, and many local and international conservation organizations have been successful in promoting conservation education, influencing public policy, and supporting basic research activities. Although all conservation plans must be tailored to the specific conditions of the region and species involved, these efforts on behalf of New World primates provide some of the best models for primate conservation in the world.

CONCLUSIONS AND NEW DIRECTIONS

Field studies of New World primates have expanded our understanding of primate behavioral, ecological, and reproductive diversity. They are also providing critical insights into the ability of primates to adjust to ecological disturbances, and therefore offer comparative perspectives on conservation strategies that may be useful in other parts of the world.

New World primates are no longer outliers at the "frontiers," for they have been fully incorporated into mainstream primatology. They are no longer merely anecdotes for discussing similarities or differences among more familiar Old World primates. Instead, they have contributed to the cutting-edge of empirical, theoretical, and comparative analyses of primates. In the process, New World primates, and the primatologists who study them, are shaping the next generation of questions in primatology, and training a disproportionate number of the next generation of primatologists. Our greatest challenge now is to insure that the future for New World primates is as secure as the place they now hold in primatology.

ACKNOWLEDGMENTS

I am very grateful to Professor Júlio César Bicca-Marques and the organizing committee of the Sociedade Brasileira de Primatologia for inviting me to speak at the Congress in Porto Alegre, where an earlier version of this paper was presented. I am also grateful to their funding sources for helping to offset the costs. Finally, I would thank my Brazilian colleagues and students for their help, friendship, and support for so many years.

BIBLIOGRAPHY

Arruda, M.F., Araújo, A. & Sousa, M.B.C. (2005). Two-breeding females wihtin free-living groups may not always indicate polygyny: alternative subordinate female strategies in common marmosets (*Callithrix jacchus*). *Folia Primatologica* 76:10-20.

Boinski, S. (1994) Affiliation patterns among male Costa Rican squirrel monkeys. *Behaviour* 130:191-209.

Boinski, S. (1999) The social organizations of squirrel monkeys: implications for ecological models of social evolution. *Evolutionary Anthropology* 8:101-112.

Brewer, S.M. & McGrew, W.C. (1990) Chimpanzee use of a tool-set to get honey. *Folia Primatologica.* 54:100-104.

Carnegie, S.D., Fedigan, L.M. & Ziegler, T.E. (2005) Behavioral indicators of ovarian phase in white-faced capuchins (*Cebus capucinus*). *American Journal of Primatology* 67:51-68.

Chapman, C. (1988) Patch use and patch depletion by the spider and howling monkeys of Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Behaviour* 105:99-116.

Crockett, C.M. & Eisenberg, J.F. (1987) Howlers: variations in group size and demography. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, T.T. Struhsaker & R.W. Wrangham, eds.). University of Chicago Press, Chicago, pp. 54-68.

Curran, L.M., Trigg, S.N., McDonald, A.K., Astiani, D., Hardiono, Y. M., Siregar, P., Caniago, I. & Kasischke, E. (2004) Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. *Science* 303:1000-1003.

de Waal, F.B.M. (2001) *The Ape and the Sushi Master: Cultural Reflections by a Primatologist*. Basic Books, New York.

Di Fiore, A. & Rendall, D. (1994) Evolution of social organization: a reappraisal for primates by using phylogenetic methods. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 91:9941-9945.

Digby, L.J. & Ferrari, S.F. (1994) Multiple breeding females in free-ranging groups of *Callithrix jacchus*. *International Journal of Primatology* 15:389-397.

Fragaszy, D., Izar, P., Visalberghi, E., Ottoni, E.B. & de Oliveira, M.G. (2004) Wild capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) use anvils and stone pounding tools. *American Journal of Primatology* 64:359-366.

Glander, K.E. (1980) Reproduction and population growth in free-ranging mantled howling monkeys. *American Journal of Physical Anthropology* 53:25-36.

Green, G. & Sussman, R.W. (1990) Deforestation history of the eastern rain forests of Madagascar from satellite images. *Science* 248:212-215.

Haraway, D. (1989) *Primate Visions: Gender, Race, and Nature in the World of Modern Science*. Routledge, New York.

Hohmann, G. (2001) Association and social interactions between strangers and residents in bonobos (*Pan paniscus*). *Primates* 42:91-99.

Hrdy, S.B. (1981) *The Woman That Never Evolved*. Harvard University Press, Cambridge.

Jones, C.B. (1980) The functions of status in the mantled howler monkey, *Alouatta palliata* Gray: Intraspecific competition for group membership in a folivorous neotropical primate. *Primates* 21:389-405.

Lynch, J.W., Ziegler, T.E. & Strier, K.B. (2002) Individual and seasonal variation in fecal testosterone and cortisol levels of wild tufted capuchin monkeys, *Cebus apella_nigritus*. *Hormones and Behavior* 41:275-287.

McGrew, W.C. (1998) Culture in nonhuman primates? *Annual Review of Anthropology* 27:301-328.

McGrew, W.C. (2001) The nature of culture: prospects and pitfalls of cultural primatology. In: *Tree of Origin: What Primate Behavior Can Tell Us About Human Social Evolution* (F.B.M. de Waal, ed.). Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, pp. 229-254.

McGrew, W.C., Marchant, L.F., Scott, S.E. & Tutin, C.E.G. (2001) Intergroup differences in a social custom of wild chimpanzees: the grooming hand-clasp of the Mahale Mountains. *Current Anthropology* 42:148-153

Moore, J. (1984) Female transfer in primates. *International Journal of Primatology* 5:537-589.

Moura, A.C.A. & Lee, P.C. (2004) Capuchin stone tool use in Caatinga dry forest. *Science* 306:1909.

Nishimura, A. (2003) Reproductive parameters of wild female *Lagothrix lagotricha*. *International Journal of Primatology* 24:707-722.

Nunn, C.L. (1999) The evolution of exaggerated sexual swellings in primates and the graded-signal hypothesis. *Animal Behaviour* 58: 229-246.

Perry, S. & Manson, J.H. (2003) Traditions in monkeys. *Evolutionary Anthropology* 12:71-81.

Perry, S., Baker, M., Fedigan, L., Gros-Louis, J., Jack, K., MacKinnon, K.C., Manson, J.H., Panger, M., Pyle, K., & Rose, L. (2003) Social conventions in wild white-faced capuchin monkeys - Evidence for traditions in a neotropical primate. *Current Anthropology* 44:241-268.

Savage, A., Shideler, S.E., Soto, L.H., Causado, J., Giraldo, L.H., Lasley, B.L. & Snowdon, C.T. (1997) Reproductive events of wild cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*) in Colombia. *American Journal of Primatology* 43:329-337.

van Schaik, C.P., Deaner, R.O. & Merrill, M.Y. (1999) The conditions for tool use in primates: implications for the evolution of material culture. *Journal of Human Evolution* 36:719-741.

van Schaik, C.P., Ancrenaz, M., Borgen, G., Galdikas, B., Knott, C.D., Singleton, I., Suzuki, A., Utami, S.S., & Merrill, M. (2003) Orangutan cultures and the evolution of material culture. *Science* 299:102-105.

Sousa, M.B.C., Albuquerque, A.C.S.R., Albuquerque, F.S., Araujo, A., Yamamoto, M.E. & Arruda, M.F. (2005) Behavioral strategies and hormonal profiles of dominant and subordinate common marmoset (*Callithrix jacchus*) females in wild monogamous groups. *American Journal of Primatology* 67:37-50.

Southwick, C.H. & Smith, R.B. (1986) The growth of primate field studies. In: *Comparative Primate Biology, vol. 2A, Behavior, Conservation, and Ecology* (G. Mitchell & J. Erwin, eds.). Alan R. Liss, New York, pp. 73-91.

Strier, K.B. (1986) The behavior and ecology of woolly spider monkeys, *Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy 1806. PhD Dissertation, Harvard University, Cambridge, Massachusetts.

Strier, K.B. (1992) Atelinae adaptations: behavioral strategies and ecological constraints. *American Journal of Physical Anthropology* 88:515-524.

Strier, K.B. (1994) Myth of the typical primate. *Yearbook of Physical Anthropology* 37:233-271.

Strier, K.B. (1999a) The atelines. In: *The Nonhuman Primates* (P. Dolhinow & A. Fuentes, eds.). Mayfield Publ., Mountain View, pp. 109-114.

Strier, K.B. (1999b) Why is female kin bonding so rare: comparative sociality of New World primates. In: *Comparative Primate Socioecology* (P.C. Lee, ed.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 300-319.

Strier, K.B. (2001) Beyond the apes: reasons to consider the entire primate order. In: *Tree of Origin: What Primate Behavior Can Tell Us About Human Social Evolution* (F.B.M. de Waal, ed.). Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, pp. 69-93.

Strier, K.B. (2003a) Primatology comes of age: 2002 AAPa Luncheon Adress. *Yearbook of Physical Anthropology* 122:2-13.

Strier, K.B. (2003b) Primate behavioral ecology: from ethnography to ethology and back. *American Anthropologist* 105:16-27.

Strier, K.B. (2003c) Demography and the temporal scale of sexual selection. In: *Sexual Selection and Reproductive Competition in Primates* (C.B. Jones, ed.). American Society of Primatologists, Norman, Oklahoma, pp. 45-63.

Strier, K.B. (2007) *Primate Behavioral Ecology*, 3rd ed. Allyn & Bacon, Needham, Massachussetts.

Strier, K.B., Boubli, J.P., Possamai, C.B. & Mendes, S.L. (2006) Population demography of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/Reserva Particular do Patrimônio Natural-Feliciano Miguel Abdala, Minas Gerasi, Brazil. *American Journal of Physical Anthropology* 130:227-237.

Strier, K.B., Lynch, J.W. & Ziegler, T.E. (2003) Hormonal changes during the mating and conception seasons of wild northern muriquis (*Brachyteles arachnoides hypoxanthus*). *American Journal of Primatology* 61:85-99.

Sugiyama, Y. (1997) Social tradition and the use of tool-composites by wild chimpanzees. *Evolutionary Anthropologist* 6:23-27.

Sussman, R.W., Green, G.M., Porton, I., Andrianasolondraibe, O.L. & Ratsirarson, J. (2003) A survey of the habitat of *Lemur catta* in southwestern and southern Madagascar. *Primate Conservation* 19:32-57.

Symington, M.M. (1987) Ecological and social correlates of party size in the black spider monkey, *Ateles paniscus chamek*. PhD Dissertation, Princeton University, Princeton, New Jersey.

Symington, M.M. (1990) Fission-fusion social organization in *Ateles* and *Pan*. *International Journal of Primatology* 11:47-61.

Whiten, A., Goodall, J., McGrew, W.C., Nishida, T., Reynolds, V., Sugiyama, Y., Tutin, C.E.G., Wrangham, R.W. & Boesch, C. (1999) Culture in chimpanzees. *Nature* 399:682-685.

Wrangham, R.W. (1980) An ecological model of female-bonded primate groups. *Behaviour* 75:262-299.

Wrangham, R.W. (1987) The significance of African apes for reconstructing human social evolution. In: *The Evolution of Human Behavior: Primate Models* (W.G. Kinzey, ed.). SUNY Press, Albany, pp. 51-71.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 17-36

Making Conservation Count: Primates, Fragmentation, and the Future

Laura K. Marsh

Global Conservation Institute

ABSTRACT

Primates residing in fragments are at conservation risk. The word "conservation" has taken many forms in the vernacular of primatologists. We have a conservation bias that suggests primates, if preserved, can save entire landscapes. This may not be true. Humans in the landscape are the primary targets for conservation. If needs of the people are not met, then conserving wild places and primates is impossible. One of the most effective if challenging ways to insure success of conservation programs, whether research, reserve, or education is by engaging the local population. This chapter will explore the many definitions of conservation, discuss how fragmentation plays a role in conservation decision-making, and provide effective ways to work with local people toward community conservation efforts by exploring conservation dogma, community insights, and conservation karma.

Key words: closed forests, community conservation, karma, dogma, human altered landscapes

* Endereço para correspondência: Laura K. Marsh, Director, Global Conservation Institute, 156 County Road 113, Santa Fe, NM 87506, U.S.A., Phone: +1-505-4550145, Email: lkmarsh@global-conservation.org

RESUMO

Os primatas que vivem em fragmentos têm sua conservação amaeaçada. A palavra "conservação" tem assumido muitos significados no vocabulário dos primatólogos. Temos a tendência de considerar que a preservação dos primatas pode salvar paisagens inteiras, mas isto pode não ser verdade. Os seres humanos presentes na paisagem são os principais alvos da conservação, pois se as suas necessidades não forem supridas, a conservação de áreas e primatas selvagens é impossível. Uma das maneiras mais eficientes, embora difícil, de garantir o sucesso de programas de conservação, sejam eles de pesquisa, proteção de áreas ou educação, é o engajamento da população local. Este capítulo explorará as diversas definições de conservação, discutirá como a fragmentação desempenha um papel na tomada de decisões conservacionistas e descreverá maneiras eficientes de se trabalhar com a população local visando esforços de conservação da comunidade através da investigação do dogma da conservação, dos insights da comunidade e do carma da conservação.

Palavras-chave: florestas fechadas, conservação comunitária, carma, dogma, paisagens alteradas pelo homem.

INTRODUCTION

Tropical deforestation and the resultant fragmentation of forests may affect primate populations in at least two ways. First, the process of isolation randomly distributes primates among forest fragments, some with and some without primates. Second, due to inadequate remnant size or other factors, many primates may become locally extinct following fragmentation. Primates that successfully reside in fragments both affect and are affected by fragmentation processes. Primates in fragments are susceptible to many forces both abiotic and biotic that those in continuous forest often do not face. Thus, we have determined that primates residing in fragments are a conservation risk (Marsh, 2003).

The word "conservation" has taken many forms in the vernacular of primatologists. What are the ways we can see on-the-ground

conservation implementation having a direct effect on wildlife and wild places? Primates have been used as 'flagship' species and icons of education in many tropical regions. In some cases, there have been long-lasting success stories, and in others there have been tragic results. Using primates as a specific icon may not be the goal for conservation education in the future. A more holistic approach to education in regions with primates may prove successful.

One of the most effective, if challenging, ways to ensure success of conservation programs, whether research, reserve, or education, is by engaging the local community. How best can institutions, often from countries that are outside target conservation areas, connect with people, make long-term partnerships, and empower local communities to work toward conservation goals?

This paper will explore the many definitions of conservation, discuss how fragmentation plays a role in conservation decision-making, and provide effective ways to work with local people toward community conservation efforts.

CONSERVATION BIAS

The term "conserve" as defined in the American Heritage Dictionary (1981) is "1. To protect from loss or depletion; preserve, 2. To preserve (fruits) with sugar." And the definition from the Encarta World English Dictionary (1999) is "1. Protect from harm or decay, to keep something, especially an important environmental or cultural resource from harm, loss, change or decay. 2. Use sparingly; to use something sparingly so as not to exhaust supplies." It is significant that in twenty years we have come to understand that to conserve something is intimately tied to natural resources, as opposed to sugared fruits. It is a testimony to the hard work of conservation professionals.

The term conservation has become an indispensable concept for our institutions and a political tool. But what do we mean by it? Can we show data to prove the use of this terminology is translating into actual conservation of habitat or species? Certainly, the public has been positively influenced by conservation experiences at institutions, such as zoos or national parks, and there are indications that there might be an influence on public behavior once they are off-site (Adelman *et al.*, 2000; Swanagan, 2000). Educational systems in many cases are

designed to mold a student's environmental awareness and thus behaviors outside of the classroom (Barraza & Cuaron, 2004). But the proof of effectiveness lies in source areas where habitats are threatened.

Current ideas and definitions about conservation in general do not adequately reflect current conservation thought. My definition of environmental conservation is as follows: "Environmental conservation is the result of a commitment to a common goal or ideology, whether to maintain a population or habitat for future use, or to exploit it sustainably" (Marsh, 2001). Conservation is not about preservation in a pure sense any more. It is about goals cultures share regarding a resource. This may ultimately mean hands-off preservation of a watershed for instance, or a forest set aside for future generations. But it may also mean use of the resource in a manner to reap short-term or long-term benefits, such as sustainable harvesting of species.

Humans are part of the landscape, and they do not have to be a detriment to it. We make the choice to destroy or preserve our environment based on perceived needs. For instance, Bunker (1985) stated,

> "Humans can use their presence to enrich, rather than impoverish, the ecosystems in which they participate, both by striving to assure and strengthen natural regeneration and energy transformation processes and by enhancing the effectiveness of their own social organization. Systematic undervaluation of either nature or of human labor and the unequal exchange which enforces such undervaluation can only distort and impede human enhancement of the natural environment and of the socially created infrastructure and organization that are finally their contribution to the ecosystem."

Much of what we experience as conservationists is "undervaluation," both in the way humans perceive the environment and how they interact with it. It is a detriment to the environment and us to follow this path, according to this logic. Thus, our work with communities becomes more important as a tool for both enhancing resources of concern and placing value on the environment and us.

Often community involvement increases the likelihood of success with conservation programs, but it does not necessarily guarantee it. The power of conservation efforts extend in both directions as well – the same issues that are meaningful for working with local communities

are the exact same as those for working with multinationals or politicians. All people have the same needs at a basic level, and what applies to communities likewise applies to large businesses and politics. The thrust of conservation in the past has been one of the grassroots up. For the future we must consider the opposite as well, that those in control at "the top" must be influenced before any change will be achieved at "the bottom."

Humans have impacted global forested areas in numerous ways, but to understand those impacts and to further discuss fragmentation, we must first consider closed forest.

CLOSED FORESTS

Primatologists who work in fragments must also be systems ecologists. If we are working in fragmented ecosystems, we must know whole systems in order to understand the behavior and ecology of our primates. This is important for intact systems as well as fragments, but when the fate of the species depends on the stability of a patch they live in, understanding systems ecology becomes imperative. And if this is true, we must always work to save any sites that are continuous or intact as well as work to understand the dismantling of rainforest at the fragment level.

The United Nations Environment Programme (UNEP) defines closed canopy forest as forest that has at least 40% of its canopy interlocking (UNEP, 2001). As of 1995, 21% of land in the world contained closed forests, with 81% contained in 15 countries, 12 of those tropical. Russia, Canada, and Brazil contain 49% of all closed forests.

Table 1 compares all of the top Latin American countries with extreme examples from other countries and similar-sized African regions. Pressures on forest can be predicted based on the percent closed forest cover for the country when compared to the human population. Bolivia has the fifth ranked forest-to-land ratio in South America, but has a low human population compared to Peru and Colombia with high forest coverage and moderate populations. Papua New Guinea (PNG) on the other hand has the most forest coverage per country ratio and one of the lowest human population levels. India has a remarkable 12% forest cover remaining and a population density of

2,697 individuals/1,000 ha. It is unlikely forests will remain in this country for long.

When looking at the distribution of the world's remaining closed forests by continent, South America has the largest percent of total closed forest area with 35%. North America and Central America combined share 29%. However, compared to the world combined totals (closed forest per total landmass), North and Central America have a slightly larger percentage (24%) than South America (22%).

The percentage of forests that are actively being protected varies greatly by country. Only 9% of all global closed forests have been accorded some sort of protection. Venezuela is the highest with 62% of its forests under federal protection. Others doing well are Bolivia with 29%, Colombia with 25%, and Brazil with 17%. At the lower end of the scale is the USA at 7%. Although not tropical, the USA is far worse at protecting resources than countries in Latin America.

Table 1. Distribution of remaining closed forests for selected top countries. CF=closed forest, total area=as compared to the country it is in (UNEP 2001).

Country	Total land area (km^2)	% of CF total area	Indiv./ 1000 ha
Peru	129,554.8	45.8	166
Colombia	114,115.9	45.5	286
Venezuela	91,408.2	44.5	213
Brazil	850,063.3	42.5	174
Bolivia	108,868.2	38.5	60
Mexico	195,378.4	30.8	426
PNG	45,929.1	70.6	84
DR Congo	233,814.5	49.7	160
USA	940,626.9	25.2	270
India	315,440.8	12.0	2697

In general, the world's closed forests have survived because (1) they are economically not worth exploiting as they lack sufficient quality or quantity of commercially valuable species, (2) they are located in remote or inaccessible areas, (3) they have been protected as national parks and sanctuaries (this pending government in office), (4) the forest is valued over below-ground resources, and/or (5) there is a local community willing to protect the area for heritage rights, religious reasons, or ecotourism. All of these vary depending on the cultures and governments in power. All habitats are negotiable in terms of use for profit or development and teeter on the notion of politics to protect them.

HUMANS IN THE LANDSCAPE

We have only just begun to understand the role of agricultural areas as either a barrier or benefit to primate conservation. Authors in temperate agro-ecosystems have been struggling with these issues (Jackson & Jackson, 2002). In a forthcoming volume, these issues will be addressed for primates as well (Estrada & Marsh, in prep). But studies exist of how to incorporate human values and needs into a system where fragments, agriculture, and primates coexist (c.f., Estrada, Strier, in prep.).

A good example of economic values and fragmented forest comes from a study conducted on coffee plantations in Costa Rica (Ricketts *et al.*, 2004). The study showed that wild rainforest bees help coffee plantations with their yields. A plantation 11 km^2 was studied, and areas of the plantation that grew near adjacent forest bore 20% more fruit than areas where no forest existed. The coffee plant does not need pollinators to produce fruit, but when pollinators were present they received a boost in productivity. The researchers calculated that a square kilometer of fragmented forest would increase the value of the coffee plants US$40,000 or more per year. Thus the argument can be made that, economically, the forest should remain intact to increase the yield of the coffee plantation. Many more relationships exist to support economic viability of fragmented forest, but more studies must be conducted to demonstrate them.

We all thought in the 1980s that if we increase awareness and compassion of people particularly in developed nations, like the USA

and Brazil, that there would somehow be less deforestation. The reality of forest protection is more about its economic viability and less about its intrinsic value. This is true at both ends of the scale whether governments find worth in development or local communities do. In either case, the forest is valued as a commodity to be transformed into economic gain for humans, not an inherent gain for the forest or animals that live within it. Issues of valuation of forested area are greatly debated even within the context of cultures (Chawla & Heft, 2002; Sheil & Wunder, 2002).

There are many successful education programs worldwide that use a primate species as a primary icon or flagship for the habitat. However, there are some instances where this has failed. When communities or nations do not agree on how to use their land, that is, they do not have a common goal, then there can be extreme consequences for conservation.

The Community Baboon Sanctuary (CBS), Belize, is a place where a pioneering idea slowly decayed into disaster (L.K. Marsh, personal observation). The original concept was to create a sanctuary for *Alouatta pigra* where communities came together to protect them. The area was already highly disturbed with many fragments. However, the monkeys were the primary focus and not the habitat. As a result, all of the game species were hunted for food. Non-game and predatory species were hunted for sale. Livestock wander through many of the sites and browse. An elder in the village told me he was happy to let the monkeys have the big trees, as long as he could clean up under the forest for his cattle. And the monkeys definitely thrive there – there are around 250 individuals/km^2 (Ostro, 1998).

Here is a dramatic example of how miscommunication and lack of common goals resulted in the destruction of habitat. In every social situation there will be disputes, and the results may be difficult for conservation. In the CBS there was a small 1.25-ha forest site where the sanctuary staff took tours to see the howler monkeys. Two brothers were angry at each other – one for presumably making lots of money from the sanctuary and the other for feeling ripped off. One felt he was losing money by leaving his forest in place for his brother to profit, so he took matters into his own hands. In 1999 the disgruntled brother cut a swath 20 meters wide down the middle of the fragment. It greatly diminished the value of the site for tourists. If the community is not

completely engaged with rules that are adhered to for the exchange of funds, as in this case, the prospect of saving primates becomes grim.

CONSERVATION DOGMA

Making long-term commitments to a place and people ultimately has positive payoffs, but there are hidden truths and possible problems. The clearest way to see conservation rewards is by engaging communities. If handled properly, working with *in situ* communities will demonstrate direct conservation links to species and habitat.

The following are my personal accounts for working in conservation in general, and with communities specifically. Unlike true Dogma, these are unfortunate obstacles encountered while navigating the landscape of conservation.

Conservation has little to do with the species or ecosystems we are trying to protect. All conservation efforts directly involve people in one way or another. There is no instance where conservation efforts are conducted only on behalf of a species and do not affect human populations in some way. Research in and of itself is not conservation. Conducting a field survey to tell us how many of something resides in a portion of habitat does not inherently save the species. What we do with our data matters. If information is not literally used to manage a habitat or to educate people it is 'pure science,' and it does not mobilize conservation. Likewise, education programs do not guarantee conservation behavior. Since people are always involved then there are ways to work with them so everyone achieves the same conservation goals.

Conservation is controlled by money (i.e., multinationals, poverty, debt). The reason species are endangered is because they or their habitats are exploited for human needs. The Trans-Amazon Highway in Brazil was extended beginning in the early 1980s to accommodate the expansion into the frontier. The primary impetus behind this was poverty: too many people were crowding the cities. The government solution was to relocate them into the interior. The wake of destruction from the landless and penniless moving into rainforest has been devastating socially, economically, culturally, and environmentally. Another example is bushmeat hunting, the often lawless poaching of

wildlife for personal consumption or for profit, this is driven on one side by consumers and on the other by poverty.

Conservation outcomes are determined by those in power (i.e., governments, politicians, landowners) and conservation efforts can always be reversed. Power belongs to anyone who can make a social change or who can dominate the situation, like we saw in the CBS example of landowners taking care of a dispute by destroying once preserved forest. A change in government can greatly alter any effort previously put into conserving a species or a habitat. The power of politics to aid or reduce conservation effects is staggering. One needs to look no further than the USA under George W. Bush Jr. to see positive legislation for conservation overturned. For instance, former President Bill Clinton's "Roadless Initiative" to allow all unused dirt roads on federal lands to revert back to a natural state was one of the first in a series of policies that were discarded in favor of activities, such as oil development and logging. One government or politician may support sound conservation laws or policies, and another may not. This shift can be quickly devastating to potential conservation areas. Governments may create conservation areas, but if the demands of the human population deem it necessary, they can take them away.

Conservation is not a universal ideology. Many cultures are only interested in taking care of their immediate needs. In some cases, this supports conservation, but sometimes it does not. For instance, there is a cultural (and national) conflict of interest between the North Slope of Alaska's Inupiat and the Gwich'in over the issue of drilling in the Alaska National Wildlife Refuge (ANWR). The Gwich'in living in the interior rely on game animals, such as caribou, that might be affected by the drilling. People on the slope support drilling while those in the interior are against it. Why? Every native Alaskan receives a dividend at the end of the year of US$2000 (regardless of age) from the oil industry. Native Alaskans who do not live in ANWR want more dividends and are willing to let their neighbors suffer for it. However, if the reverse were true (and it is, since there are offshore oil companies vying for rigs in the Bering Sea), the coastal Inupiat will lobby against oil development because it may damage a resource close to them (whales), and the Gwich'in may lobby for it. Every decision is dependent upon one's local perspective when it comes to conservation.

Many cultures do not embrace the conservation concept the same way that we do. Some see conservation as a threat to their needs or

livelihood. One example is bowhead whale hunting on Alaska's North Slope. Because whales had been decimated down to exceptionally low populations early in the century, whale hunting was banned. Inupiat hunters fought the laws and won tribal rights to harvest whales within annual limits. Many conservationists are against subsistence hunting even though the data show traditional hunting of whales benefits the population as it has been increasing each year.

Global or international conservation is not an important concept for people who have low or poverty level incomes. People with higher incomes and more leisure time tend to think in terms of the world as a whole, as a place they belong to beyond their neighborhood. People with low incomes or low social status often think in terms of their immediate homes, family, and neighborhoods or villages. For instance, people living in inner cities of the USA do not have a global outlook toward conservation issues. They are not likely to support an international effort to save the gorilla, but they are likely to support a local project like a community garden. If people are struggling to care for themselves and their families, they will not be interested in scheming about how to save an endangered primate. Thus, spending time to understand their needs up front is imperative.

You are categorically excluded from information because you are not a member of that culture. African colleagues of mine repeatedly tell the tale of African Americans going to Africa and assuming that they blend in because of a common heritage. Typically what happens is African natives can immediately pick out an American, of any color, by behavior and mannerisms. They do not consider them to be relatives, they just consider them to be lumped together with all Americans (unless of course kinship can be established for a particular tribe). When working with a community there will be insights and information that a researcher will not be privy to. Cultures we belong to feel transparent, but to describe them to someone else or to include an outsider in something integral to a culture can be threatening even if it is subconscious. Remember, a researcher can always leave, they cannot. This may be one of the single most important points to remember when working with a community that may be reluctant to be inclusive.

COMMUNITY INSIGHTS

Before discussing *Conservation Karma*, it is worthwhile to understand conservation from a community perspective.

People first, not species or habitat. I have a D'ne (Navajo) godmother who lives at Navajo Mountain on the Arizona/Utah border. We used to go every Christmas to visit the reservation and would always exclaim how beautiful the mountain was and how we understood it was a sacred and spiritual place where we could never go.

Once someone saw I was sketching a picture of the mountain, and an elder said to me, "You love the mountain more than you love us." I had to explain that was not true, but it really caught me by surprise. It became a joke after that, but the words stuck with me. There are many cultures that believe this sentiment exactly. It is worth considering how one approaches a community and what is being said. If you love the gorilla more than the bushmeat hunter or the forest fragment more than the family living next to it you give the impression that the thing you want to conserve is more important than the people or their livelihoods. If that is true, then the conservation effort may be condemned from the start.

State your intentions: Why you are there, what you want, and what you will give in return. It is important not to lie to a community about conservation goals even if they do not meet people's needs initially. If a researcher goes into a community with promises that sound good on a grant, but have not been corroborated by the people in question, they will be skeptical and will likely be uncooperative. It is generally believed that outsiders only want to help if they have a hidden agenda. Your actual agenda may be to save the bonobo. If that is the case, you must tell the people your interest in the species or place, and learn to understand their relationship to it, before support is offered.

When the Department of Energy's (DOE) Atmospheric Radiation Measurement (ARM) project first set up high-tech atmospheric measurement equipment to study global climate change on Manus Island in PNG, there was an upward projecting laser beam (LIDAR) installed that recorded cloud formation both day and night. At night it was easily seen from all over the 83 km^2 island. People were frightened of the beam because they believed that their ancestors were coming back down to earth, and from their reaction, having the relatives come home unannounced was not such a good thing. The DOE decided to

start an education program about atmospheric research and global climate change to assuage fears and to improve public relations. Essentially the DOE wanted to study climate from that island, and they wanted local folks to support the project (and not destroy equipment), so education became the tool to get what they wanted. The important point is the people knew the education was a conditional reward. They were told that ARM would provide educational materials and workshops to better explain why the equipment was there and how best the local folks could gain something positive from it. The local teachers accepted these conditions so they could gain knowledge and school supplies for their students.

The cornerstone of every culture is food. This is a basic principal for working in every culture. Everyday, several times a day, humans must eat. Where that food comes from, how easily it is obtained, individual preference, and culture all play into the daily routines of people the world over. If a culture prefers to eat an endangered species and another culture thinks it should be protected, then there is a problem. That is exactly where conservation can be effective or disastrous. It is also where common ground must be found, between the conservation organization and the community. Neither side may be "right," but finding the common goal or vision to solve the problem is necessary. In general, the local community should be presumed to be "right" until the reason for the unbalance in the system can be found.

All cultures are driven to create the highest quality of life they can. People who live in, what we from developed nations would consider poverty, still try to carve out space to have the best lives that they can. Of course there are situations where it may be emotionally overwhelming to create beauty or dignity, but in general all cultures will try to do the best with what they have for themselves and their families. This may include subsistence hunting, forest clearing for charcoal, or slash and burn agriculture.

Consider how someone from a developed nation appears to someone in a more traditional, rural culture. We have expensive clothes, cameras, and pockets full of cash, we carry our own bottled water, and we eat only cooked foods, nothing raw from open-air markets. Yet we want to assure these people that we understand their needs and their lives. I had someone say to me once when I asked if the water was fit to drink, "Well, we have to drink it." They are constantly trying to have the best lives that they can create. Because of the

Conservation Dogma discussed earlier, researchers are already categorically excluded for being an outsider, thus we must do whatever it takes to win confidence and support from within the communities. There are more positive and long-lasting results when communities feel respected for their knowledge and circumstances.

Learn the language. If you want to be successful in a community it is important to learn the native language, even if the culture speaks English, Spanish, Portuguese, or French fluently (the languages of the conquerors). Why? Because entire worlds are constructed by language. Some things simply do not translate. For instance, on the North Slope of Alaska, the Inupiat have a saying, "Nagliksaagnaqtuaq. Aitchuutikssraitkapta," or "It is a real hardship when we have nothing to give." Within the structure of Inupiat there are clues to relatedness, to the context of the speaker, and to whom the sentence is being spoken. It is so important to understand elders and to try and understand as much as possible in a native tongue. Language makes the difference between learning with a community and learning about them.

You do not know what you do not know. So often conservation professionals feel that we have the ideology and the compassion to understand *a priori* how people think and behave. For instance, I was in Barrow at the Inupiat Heritage Museum speaking with museum curator Ron Brower about an upcoming hunting trip he and his family planned. He told me they were going out for the weekend on a walrus hunt and that the best time to catch the walrus was when they had finished feeding and were sitting up on the ice flow. I said, "Ah, well that makes sense. The animal will be slower and easier to catch since they are full from feeding." Ron looked puzzled, and his daughter giggled. Then he said, "No, we catch them after they feed so we get 23 kg of shelled clams!"

If no two people think exactly the same, be assured that all cultures approach the same problem vastly differently. Be humble in the face of cross-cultural interactions.

CONSERVATION KARMA

People are everywhere even in 'the middle of nowhere.' No matter what conservation plans are undertaken they will involve people somewhere. Thus, to balance the previous *Conservation Dogma*,

Conservation Karma points to more lessons learned that may be useful for effective research and conservation programs.

Commit to no less than 10 years and be a familiar, reliable face. It is probably clear from the previous examples that anything less is suited for failure or will have little impression. It is important that the same person or groups of people are seen regularly in communities, or that a project is consistent over time even if the personnel change. The success and failure of a program should not rest on one person in case that person transitions out of the project. Two outstanding examples of success in this area are from Anne Savage's "Proyecto Titi" in Colombia and Karen Strier's muriqui work in Brazil. Both have been long-term familiar faces in their respective sites and have had great success in combining the needs of local communities with the conservation goals of the primates.

Spend lots of time (years) finding out what the community wants from you. Reaching a common ideology or goal often means coming from opposite views. Learning about what the community needs is imperative for success. Access to knowledge about what the community wants may take more than one or two years (basically the length of most primate-based dissertations). The community may need educational material that they can use in school, or they may need new protein sources if the goal is to stop hunting an endangered species. Ecotourism is not necessarily the first conservation goal for working with communities. It may be a last resort or not applicable at all. Many cultures will agree to plans brought in from outside because it is their nature to do so. It is difficult to find out what a community wants from a project. Never force programs on communities based on an outside agenda.

Do background work. Know other professionals in the village, country, and region and work with them frequently. Cultures have long and strong bonds that can reach throughout whole nations. Not only must all of the wildlife laws in a region be known, but also local customs surrounding the species or habitat in question must be understood. It takes years to establish credibility because people will want to see that a project will follow through and that the researchers have made every effort to understand the cultural concerns over wildlife and habitat use.

Researchers are drawn to like-minded people, and people within a community who have similar experience (educators, biologists,

researchers) make it easier to find allies. While this may facilitate early common goals, one must not necessarily look to people with jobs and degrees for all of the answers. There are many professionals you will want to know well within villages, such as hunters, farmers, or other cultural leaders.

Understand the whole culture, especially roles of individuals, values, and uses of the habitat. Work with anthropologists. One of the mistakes we make in conservation is to feel rushed. We know the statistics, and we know the pressure on habitats being destroyed. But communities will be struggling with quality offline issues long after we blow through and try to enforce changes on their lives. The help of anthropologists or professionals who have worked in these communities previously (or currently) would greatly enhance chances of long-term conservation. They may also be able to help predict behaviors of cultures in response to various conservation plans, like ecotourism.

If supporting a business venture (e.g., ecotourism, art) work with business people. First, a business venture may not be the answer to the conservation question. Fast money into a culture can be deadly if they are not used to it. This was unfortunately the case in the CBS. They have been in operation for twenty plus years, and there has been a great deal of turmoil among the villages and between individuals as the system matures. Almost all disputes occurred over money. For nearly the entire operation of the sanctuary the bank accounts have been at zero even though there has been a huge influx of cash on an annual basis. Corruption, drugs, and misappropriation of funds are to blame. None of this was ever foreseen when creating the sanctuary originally.

If money will be involved, that is, the people have identified that they would like to pursue a money-making venture, then employing business professionals and obtaining legal advice from within the country is a must from the start of the project. We may have expertise in conservation and research, but for most of us, we are not experts in business. Someone from the culture should step in and work with everyone to establish rules and formal agreements, budgets, and bank accounts.

Get inside information about the people in each community (e.g., relatives, friends, enemies) before enlisting them as local project coordinators. One can be initially attracted to charismatic or vocal community members as potential liaisons for the project. However, this

could prove problematic later on. Always be sure to check with as many elders and community officials (chiefs, for instance). This not only condones respect for the social structure, but also may catch any potential issues early on.

In PNG there is a familial system called, "wantok" or "one talk." Your wantok may be a friend or relative, but they are closer than family ties. I had to learn quickly while working in PNG who is who in the wantok system. If I were to say anything cross to someone, it would equally insult his or her wantok. When riots broke out in Port Moresby in 2001, there was concern that violent outbreaks on other islands within PNG might occur. If someone is killed, retaliation is likely by that person's wantok, even if it is for unrelated reasons. This kind of information is invaluable when working long-term in communities.

DISCUSSION

We structure the world of conservation into two major frames: that of the communities or grassroots level and that of the corporations, multinationals, and governments on an upper seemingly unreachable level. By focusing our understanding of how to improve conservation programs by valuing the input of local communities, we have inadvertently revealed the methods with which to communicate with those in 'power.'

As I described above, language is an important tool for understanding and respecting communities. It is also something that divides the conservation effort and keeps it from greater effectiveness. Language creates culture and culture creates language. Everything we see, believe, touch, interact with, and do can be attributed to how our language has defined those behaviors. Everything we interpret falls under the spell of human will and is interpreted through language. Thus, if a language does not exist, then we are doomed because we cannot communicate.

An example of this disconnect can be illustrated between science/conservation and business/politics. Those who went to school in business or politics did so because they did not like science and math. Likewise, those who went to school to become a scientist did so because they hated business. Our choices to follow career paths that appeal to us leave a vast sea of floating rhetoric with which both sides

use to convince the other they are right or are in more control. What we need is a common language to communicate in such a way as to allow both camps to work together. Just as conservation researchers from another country must create a language of communication with local communities so that everyone has their ideals and goals met, in the larger picture of global conservation meeting its intended goals, we must develop new means of communicating with those in control of money and power at the highest levels.

CONCLUSION

One question summarizes how to approach community conservation: Are you going to a site to change people's views about species or habitat use or are you going there to change yours? It might be worth considering this question in terms of goals and in seeking a common conservation ideology. To have conservation of a species or a habitat succeed, we need to work closely with and respect communities who affect and are affected by these areas. Long-term commitments will ultimately pay off in a common conservation ideology for a species or habitat. The best way to ensure conservation commitment will stand the long-term test is to invest time and effort, not necessarily dollars, into the people who rely on those species and habitats of concern.

And finally, only change is certain. This does not have to be a dire message. I believe since we already work in the dregs of what humans have left of forests that there is always room for improvement. We are the researchers who can bring urgency and necessity to our politicians with data of why standing forest, whether closed or fragmented, should be protected and not discarded. We are the ones who can argue for higher yields of agricultural products when they are associated with remaining forest, that there is an economic reason and a values-based reason for leaving as much forest as possible intact. Change can begin with you and can be directed in a meaningful way that protects the goals of everyone.

ACKNOWLEDGMENTS

I would like to thank Dr. Júlio César Bicca-Marques for inviting me as the plenary speaker for the *XI Congresso Brasileiro de Primatologia: Desafios para a Conservação em Paisagens Fragmentadas* in Porto Alegre, February 2005. It was an incredible opportunity to meet many talented students and colleagues in a remarkable country.

BIBLIOGRAPHY

Adelman, L.M., Falk, J.H. & James, S. (2000) Impact of National Aquarium in Baltimore on conservation visitor's attitudes, behavior, and knowledge. *Curator* 43:33-61.

Barraza, L. & Cuaron, A.D. (2004) How values in education affect children's environmental knowledge. *Journal of Biological Education* 39:23.

Bunker, S.G. (1985) *Underdeveloping the Amazon*. University of Chicago Press, Chicago.

Chawla, L. & Heft, H. (2002) Children's competence and the ecology of communities: a functional approach to the evaluation of participation. *Journal of Environmental Psychology* 22:201-216.

Estrada, A.M. & Marsh, L.K. (In prep.) *Primates in Agroecosystems*. Springer, New York.

Jackson, D.L. & Jackson, L.L. (2002) *The Farm as Natural Habitat: Reconnecting Food Systems With Ecosystems*. Island Press, Washington, DC.

Marsh, L.K. (2001) Making conservation count: the commitment to long-term community involvement. *American Zoo and Aquarium Association Annual Conference Proceedings*.

Marsh, L.K. (2003) *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*, Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.

Ostro, L.E.T. (1998) The spatial ecology of translocated black howler monkeys (*Alouatta pigra*) in Belize. PhD Dissertation, Fordham University, New York.

Ricketts, T.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R. & Michener, C.D. (2004) Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101:12579-12582.

Sheil, D. & Wunder, S. (2002) The value of tropical forest to local communities: complications, caveats, and cautions. *Conservation Ecology* 6 (article #9, accessed online, http://www.consecol.org/vol6/iss2/art9).

Swanagan, J.S. (2000) Factors influencing zoo visitors' conservation attitudes and behavior. *Curator* 31:26-31.

United Nations Environment Programme (2001) An Assessment of the Status of the World's Remaining Closed Forests. UNEP/DEWA/TR 01-2.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 37-69

Primate conservation in fragmented Neotropical landscapes: human dimension of the problem and conservation value of agroecosystems

Alejandro Estrada

Universidad Nacional Autónoma de México

ABSTRACT

While there is a general perception that agricultural activities are the principal threat to primate biodiversity in the tropics, in this paper we address this issue and argue that in fragmented heterogeneous Neotropical landscapes some agricultural practices may favor primate population persistence in human-modified landscapes. To explore these issues I examined pressures upon forested land derived from human population growth and levels of poverty for the Mesoamerican and Amazon basin regions and present relevant results of recent surveys of presence and activities of primate populations in agroecosystems in several landscapes in Mesoamerica. Human population in Mesoamerican and Amazon basin countries has been growing at a rate of 3%/yr in Mesoamerica and at 2.6%/yr in Amazon basin countries since the

* Endereço para correspondência: Alejandro Estrada, Laboratorio de Primatología, Estación de Biología Los Tuxtlas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apdo. 176, San Andres Tuxtla, Veracruz 95700, México, Phone: +200-125-5405, Email: aestrada@primatesmx.com

1950's, and population are expected to double in the next 30-40 years, and high poverty and low human development are typical of Mesoamerican and Amazon basin countries. Percent of forest cover remaining in each country in each region under consideration seems to be negatively related to human population density. Heterogeneous landscapes harboring arboreal agroecosystems and patches of native vegetation seem to have the potential to favor the persistence of remnant populations of primates as attested by surveys in Mexico, Guatemala and Costa Rica indicating that populations of five species of primates were temporarily or permanently residing in an array of 15 agroecosystems. The presence and feeding activities of primates may benefit agroecosystems by accelerating primary productivity, by promoting the natural regeneration of their fruit sources, and by adding important amounts of nutrients to the soil via the dispersal of their feces.

Key words: Neotropical primates, forest fragmentation, Amazon Basin, Mesoamerica, deforestation, human population growth

RESUMO

Enquanto existe um sentimento generalizado de que as atividades agrícolas representam a principal ameaça à biodiversidade de primatas nos trópicos, neste capítulo abordo este tema e argumento que em paisagens neotropicais fragmentadas heterogêneas algumas práticas agrícolas podem favorecer a persistência de populações de primatas em paisagens modificadas pelo homem. Para explorar estas questões examino as pressões sobre as áreas florestais derivadas do crescimento populacional humano e os níveis de pobreza de países da América Central e da bacia Amazônica e apresento resultados relevantes de levantamentos recentes sobre a presença e as atividades de populações de primatas em agroecossistemas em várias paisagens da América Central. Desde a década de 1950, a população humana dos países da América Central vem crescendo a uma taxa de 3% ao ano, enquanto nos países da bacia Amazônica esta taxa é de 2,6% ao ano. Estima-se que estas populações dobrarão de tamanho nos próximos 30-40 anos. Um alto índice de pobreza e um baixo desenvolvimento humano são

típicos dos países da América Central e da bacia Amazônica. A porcentagem de cobertura florestal remanescente em cada país de cada região em análise parece estar inversamente relacionada à densidade populacional humana. Paisagens heterogêneas contendo agroecos-sistemas arbóreos e fragmentos de vegetação nativa parecem apresentar um potencial para favorecer a persistência de populações remanescentes de primatas conforme evidenciado por levantamentos no México, Guatemala e Costa Rica. Estes levantamentos mostraram que populações de cinco espécies de primatas podem residir temporária ou permanentemente em um conjunto de 15 agroecossistemas. A presença e as atividades de alimentação dos primatas podem beneficiar os agroecossistemas através da aceleração da produtividade primária, da facilitação da regeneração natural de suas fontes de frutos e da adição de importantes quantidades de nutrientes no solo pela dispersão de suas fezes.

Palavras-chave: primatas neotropicais, fragmentação florestal, bacia Amazônica, América Central, desmatamento, crescimento populacional humano.

INTRODUCTION

Pressures for land use have been pointed out as the major cause of tropical rain forest loss and fragmentation throughout the world (Donald, 2004) and a major cause of increases in rates of species extinction in recent decades (Henle *et al.*, 2004a, 2004b; Laurance *et al.*, 2002). Fragmentation of habitat and stochastic forces along with the increase rarity of habitat play an important role in further declines of populations and species at the local level (Henle *et al.*, 2004b, and references there in). Growing empirical evidence however suggests that not all species decline toward extinction following fragmentation (Davies *et al.*, 2000), and that, in some cases, species resilience may be higher than expected (Chiarello, 2000; Estrada & Coates-Estrada 2000, 2002a, 2002b). Similarly, the focus of landscape studies in the tropics has been the "habitat" and not the "matrix" (the non habitat surrounding the native habitat patches of interest), but recently attention has been called to the value of matrix habitats for preserving

large segments of biodiversity (Lugo, 2002; Murphy & Lovett-Doust, 2004; Pimentel *et al.*, 1992; Ricketts, 2001). This binary perspective has been applied to the study of the consequences of habitat fragmentation on biological communities in the Neotropics, mainly based on a large body of research conducted in South America and where the majority of the studies have examined the biological richness of forest fragments and how such richness is affected by isolation, edge effects, invasive species, and temporal isolation and management (Laurance *et al.*, 2002).

Recent evidence suggests that some agroecosystems may be important in sustaining vertebrate biodiversity in human modified tropical landscapes by providing temporary habitat, by functioning as stepping stones, by increasing area of vegetation and availability of potential resources, and by providing shelter and connectivity, among other benefits, for isolated segments of populations of a broad spectrum of animal species (Daily *et al.*, 2003; Estrada & Coates-Estrada, 2000, 2002a, 2002b; Greenberg, 2004; Harvey *et al.*, 2004; Rice & Greenberg, 2000; Wunderle, 1999). A better understanding of the value of agroecosystems for the conservation of remnant biota in tropical landscapes may also have wide implications for ecological and restoration theory and for the setting of priorities and the recognizing of target species groups in conservation projects, as well as for assessing differential sensitiveness of species (Henle *et al.*, 2004b; Melbourne *et al.*, 2004; Murphy & Lovett-Doust, 2004; Pimentel *et al.*, 1992; Ricketts, 2001; Scroth *et al.*, 2004).

Agroecosystems, covering more than one quarter of the global land area, reaching about 5 billion hectares (Altieri, 2003; Vandermeer, 2003), are ecosystems in which people have deliberately selected crop plants and livestock animals to replace the natural flora and fauna. There are highly simplified agroecosystems (e.g. pasturelands, intensive cereal cropping, monocultures), but there are also agroecosystems that support high biodiversity in the form of polycultures and/or agroforestry patterns (Moguel & Toledo, 1999). High biodiversity is maintained in many cases by the coexistence of native patches of vegetation and complex agroecosystems. In these circumstances many farmers may complement their subsistence requirements through gathering, fishing, and hunting in habitats that surround their agricultural plots, and may also accrue a variety of benefits and ecological services, harvesting for example, not only game

animals but also native and naturalized vascular plants for dietary, medicinal, household, and fuel needs, organic fertilizers, fuels and religious items, etc. (Altieri, 1994; Bergstrom *et al.*, 1976; Duelli *et al.*, 1990; Vandermeer, 2003).

Although protection of undisturbed habitat in natural protected areas (e.g. parks and reserves) in the Neotropics is crucial for primate conservation, many of these areas alone may not meet long-term conservation goals (Chape *et al.*, 2005). To begin with, average landmass protected in the Neotropics is only about 10%, many of the natural protected areas may not be suitable for primate habitation (e.g. sand dune vegetation, high altitude forests, etc), and in others primate species may not be found within their boundaries (Estrada *et al.*, 2006a). Other problems have to do with the fact that few of the areas are actually protected, others remain as paper parks, more than 50% are less than 10,000 ha in size, many are not even staffed, only a few have specific management plans, most are poorly delimited, research projects are only being carried out in a few of them, deforestation rates in surrounding areas are particularly high, and in many cases protected areas are virtual islands of vegetation surrounded by altered landscapes (United Nations Environmental Program http://www.unep.org; DeFries *et al.*, 2005). As a result of this, active conservation efforts are required not only within but also outside of protected area boundaries, in the matrix of surrounding anthropogenic habitats. These areas may play an important role in long-term primate and biodiversity preservation and must be considered in landscape-level approaches to conservation (Daily *et al.*, 2003; Murphy & Lovett-Doust, 2004; Ricketts, 2001). They also provide food and cash income for millions of rural households and comprise the basis of regional and national economies in many tropical countries (Fox *et al.*, 2000; Lenne & Wood, 1999).

While extensive pasture land for cattle grazing dominates fragmented landscapes in Mesoamerica, some farming practices have resulted in highly heterogeneous landscapes in which patches of natural vegetation and agroecosystems coexist. Many of these landscapes harbor different types of arboreal and non arboreal agroecosystems such as forest-shaded and tree-shaded (trees planted by humans) coffee (*Coffea arabica*), cacao (*Theobroma cacao*) and cardamom (*Elatteria cardamomum;* Zingiberaceae) plantations, as well as unshaded arboreal crops (e.g. allspice, *Pimienta dioica,* citrus, *Citrus* spp.), and non arboreal cultivars such as bananas, *Musa* spp., and corn, among others

(Scroth *et al.*, 2004). Finally, throughout Mesoamerica farmers have planted linear strips of arboreal vegetation (known as live fences) to delimit land boundaries (Harvey *et al.*, 2004).

Few published reports exist indicating the presence of primates in agroecosystems. For example, cabruca cacao in Brazil has attracted attention because of its ability to harbor primates such as the golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*), an endangered species (Rice & Greenberg, 2000). Similarly, in Gulung Palung National Park in Kalimantan primates such as leaf monkeys (*Presbytis rubicunda*) and gibbons (*Hylobates agilis*) are found in agroforests (Salafsky, 1993). Michon & de Foresta (1995) report the presence of seven primate species (leaf monkeys, gibbons, macaques [*Macaca* spp.], and siamangs [*Hylobates syndactylus*]) in rubber (*Hevea brasiliensis*) and dammar (*Shorea javanica*) agroforests, and five species in durian (*Durio zibethinus*) agroforests in Sumatra. It was noted that the density of these primates was similar to that in primary forest. A relict population of the Golden langurs (*Trachypithecus geei*), an endangered species in a limited area of Northeast India, has been reported living in a rubber plantation in Kokrajhar district of Assam, India (Medhi *et al.*, 2004). In Costa Rica and Nicaragua, howler monkeys (*Alouatta palliata*) have been found present in shaded coffee plantations (McCann *et al.*, 2003; Somarriba *et al.*, 2004), and in Los Tuxtlas, Mexico, howler (*A. palliata*) and spider (*Ateles geoffroyi*) monkeys exploit forest-shaded cacao and coffee plantations (Estrada & Coates-Estrada, 1996).

A better understanding of the value of agroecosystems for the conservation of remnant primate populations in human-modified tropical landscapes has critical implications for assessing the conditions in which different primate taxa can persist in human-modified tropical landscapes (Henle *et al.*, 2004b; Melbourne *et al.*, 2004; Pimentel *et al.*, 1992; Scroth *et al.*, 2004). In this paper we explore this issue, examine pressures upon forested land derived from human population growth and levels of poverty for the Mesoamerican and Amazon basin regions, and present relevant results of recent surveys of presence and activities of primate populations in agroecosystems. The major argument throughout the paper is that while agricultural activities are the principal threat to biodiversity in the tropics and a major cause of local extinction of primates, species resilience is higher than expected, that there are some agroecosystems in the Neotropics that may favor the

persistence of primate populations in fragmented landscapes, and that these circumstances merit attention and investigation.

HUMAN DIMENSION OF THE PROBLEM: POPULATION GROWTH TRENDS, POVERTY AND DEFORESTATION

The following paragraphs tackle aspects of rates of human population growth trends, poverty levels, land-use patterns for food production and tropical rain forest loss for Mesoamerican (Mexico south, Guatemala, Belize, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica, Panama) and Amazon basin countries (Bolivia, Brazil, Colombia, Ecuador, French Guiana, Guyana, Paraguay, Peru, Suriname, Venezuela). The countries considered in both cases are those for which reliable statistics could be found in the sources listed in Appendix 1. These were used as raw data or as transformed indices and variables to illustrate states, trends, and patterns.

Population growth trends

Mesoamerica

Current human population in Mesoamerica is estimated to be about 46 million, with a growth rate of 3% since 1950's, it is expected that the population will double in 20–35 years. Average population density in this region is estimated at 82.8 ± 92.1 people/km^2 (world average 41.5 people/km^2). Human population density varies from country to country, with El Salvador having the highest population density (296 people/km^2) followed by Guatemala (119 people/km^2) and Costa Rica (74 people/km^2). In the rest of the countries, except Belize where population density is the lowest (11 people/km^2), population density varies from 31 people/km^2 (Mexico south) to 57 people/km^2 (Honduras) (Table 1).

Amazon basin countries

Current human population for the Amazon basin countries under consideration approaches 391 million people, growing at a rate of 2.6% per year. Average population density for these countries is estimated at 19 people/km^2. Highest population density is found in Ecuador (47 people/km^2), Colombia (42 people/km^2), and Venezuela (28 people/

Table 1. Forest cover changes in the Mesoamerican and Amazon basin regions. Mexico (South) refers to the southern states of Tabasco, Chiapas, Campeche, Yucatan, and Quintana Roo. Countries ranked by annual deforestation rate. Also shown is the size of the human population and the overall population density in Mesoamerican and Amazon basin countries. See Appendix 1 for sources of raw data.

	Land Area (km^2)	2002 population (x 1000)	Population density (ind./km^2)	1990 forest cover (km^2)	2000 forest cover (km^2)	Forest cover change (%)	Annual rate (%)
MESOAM.							
El Salvador	21,046	6,415	296	2,350	1,262	46.3	-4.63
Nicaragua	131,847	5,335	37	47,200	32,961	30.2	-3.02
Belize	22,965	251	11	17,600	13,549	23.0	-2.30
Guatemala	108,917	12,036	119	34,150	28,318	17.1	-1.71
Panama	75,536	3,064	38	34,400	28,703	16.6	-1.66
S. Mexico	226,712	8,157	31	71,300	63,479	11.0	-1.10
Honduras	112,520	6,781	57	60,200	54,009	10.3	-1.03
Costa Rica	51,113	4,094	74	21,600	19,934	7.7	-0.77
Total	**750,656**	**46,133**		**288,800**	**242,215**		
SOUTH AMERICA							
Ecuador	276,840	13,112	47	119,290	105,570	11.5	-1.15
Paraguay	397,300	5,778	15	246,020	233,720	5.0	-0.50
Venezuela	882,060	25,093	28	516,810	495,060	4.2	-0.42
Brazil	8,456,510	175,000	21	5,669,980	5,439,050	4.1	-0.41
Peru	1,280,000	26,523	21	679,030	652,150	4.0	-0.40
Colombia	1,038,710	43,495	42	515,060	496,010	3.7	-0.37
Bolivia	1,084,380	8,705	8	546,790	530,680	2.9	-0.29
Guyana	214,980	765	4	173,650	168,790	2.8	-0.28
Suriname	156,000	421	3	141,130	141,130	0	0
French Guiana	88,150	182	2	79,260	79,260	0	0
Total	**13,874,930**	**391,340**		**8,687,020**	**8,341,420**		

km^2), followed by Peru (21 people/km^2), Brazil (21 people/km^2) and Paraguay (15 people/km^2). Lowest population densities are found in Bolivia (8 people/km^2), Guyana (4 people/km^2), Surinam (3 people/km^2) and French Guiana (2 people/km^2; Table 1).

Poverty

It is ironic that amidst the enormous biological wealth of Mesoamerica and of the Amazon basin regions, poverty and marginalization are predominant features of its human inhabitants. Conservation of areas of native vegetation will need to consider sustainable use and equity as key elements of any conservation equation. According to the United Nations' Human Development Index (HDI) high poverty and low human development are typical of Latin American countries. The human development index (HDI) focuses on three measurable dimensions of human development: living a long and healthy life, being educated and having a decent standard of living. The HDI combines measures of life expectancy, school enrolment, literacy and income to allow a broader view of a country's development than does income alone. A comparison of the mean HDI for the top 10 developed countries in the world with those of Mesoamerican and Amazon basin countries under consideration clearly shows that important gap in that needs to be bridged to improve the quality of life of Mesoamerican and Amazon basin human populations (Figure 1).

Deforestation trends

Annual deforestation in Mesoamerica for the period 1990-2000 has been estimated at 440,000 ha/yr (Table 1; Sader *et al.*, 1999). Original forest cover (8000 years ago assuming current climatic conditions) for the countries in the region ranged from 90% to 100%. Using FAO statistics and those from the World Resource Institute, our estimates indicate that currently >70% of the original forest cover present in the region has been lost as a result of human activity (Table 1). Annual deforestation rates for the period 1990-2000 were highest in El Salvador (-4.6%) followed by Nicaragua, Belize, Guatemala, and Panama (-3.02 – -1.66). Lower forest cover change rates for the period are found in Mexico, Honduras, and Costa Rica (-1.10 – -0.77) (Table 1).

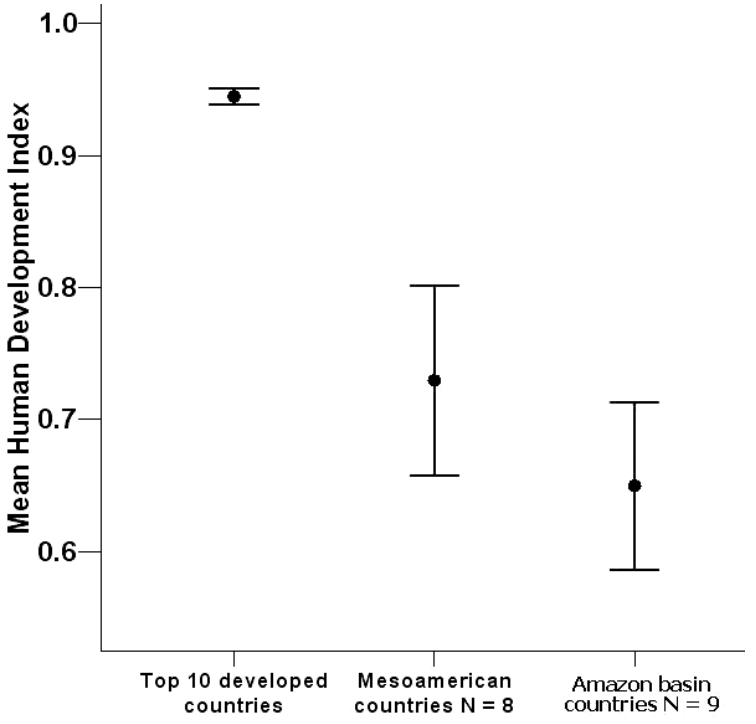


Figure 1. Mean Human Development Index (HDI) ± SD for the top 10 developed countries in the world, and for the Mesoamerican and Amazon basin countries under consideration. The United Nations Development Program introduced in 1990 a new way of measuring development – by combining indicators of life expectancy, educational attainment, and income into a composite human development index, HDI. This index sets a minimum and a maximum for each dimension and then shows where each country stands in relation to these scales – expressed as a value between 0 and 1. HDI involves 175 countries. The following are the 10 top ranking: Norway, Iceland, Sweden, Australia, Netherlands, Belgium, United States, Canada, Japan, Switzerland. Mesoamerican countries: Mexico (south), Belize, Guatemala, Honduras, Nicaragua, Costa Rica and Panama. Amazon basin countries: Colombia, Venezuela, Ecuador, Peru, Paraguay, Brazil, Venezuela, Surinam, Guyana. For details on how the indices are calculated, see United Nations Development Program. http://hdr.undp.org/reports/global/2003/indicator/index indicators.html.

Similar trends in loss of forest cover are evident in the case of the Amazon basin countries under consideration, where annual deforestation for the period 1990 to 2000 has been estimated at 3.5 million ha/year (Table 1 and Figure 2). However, a lower percentage of original forest cover present in the region has been already lost as a result of human activity (~30%; Table 1). Highest annual deforestation rates are found in Ecuador (-1.1%), followed by Paraguay (-0.50%), with Venezuela, Brazil, Peru, and Colombia having similar rates of deforestation (-0.42% – -0.37%). Lowest rates were found for Guyana (- 0.28%) and Bolivia (-0.29%) and the lowest for Suriname (0%) and French Guiana (0%) (Table 1).

Population density and forest cover

While there is little understanding about how human influence exactly scales with human population density, but the number of people in a given area is frequently cited as a primary cause of declines in species and ecosystems, with higher human densities leading to higher levels of influence on nature, and the more resources that will be required from the land, as mediated by their consumption rate (see Sanderson *et al.*, 2002). Percent of forest cover remaining in each country in each geographic region under consideration here appears to be negatively related to human population density (Figure 3). Thus, in Mesomerica, at one extreme is El Salvador with the lowest percent of forest cover and the highest population density in its territory (Figure 3a); at the other extreme is Belize with the highest percent of forest cover and lowest human population density in its territory. Intermediate positions are occupied by Guatemala, Mexico, Costa Rica, and Panama (Figure 3a). A similar tendency is evident in the case of Amazon basin countries, which can also be ordered along a gradient of transformation, with Surinam and Guyana at one extreme of high forest cover and low population density in their territories to Colombia and Ecuador with highest population density and lowest forest cover in their territories. Brazil occupying an intermediate position (Figure 3b).

The case of Brazil

Because Brazil is an extremely important country in terms of the area it encompasses (61% of territory of the Amazon basin countries under consideration; Table 1), the size of its human population (*ca.*

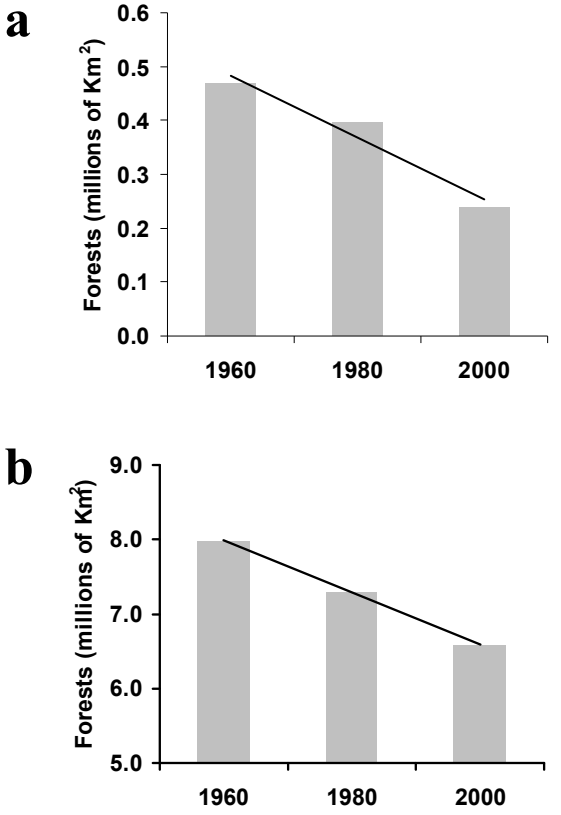


Figure 2. Trends in loss of forest cover in (a) Mesoamerican and (b) Amazon basin countries under consideration in this report. Note similar tendencies in each region. Sources: FAO (http://faostat.fao.org/) and http://earthtrends.wri.org/pdf library/country profiles/. Trend lines shown for illustrative purposes.

45% of Amazon basin countries' population; Table 1) and its high primate biodiversity, it merits our attention in this exercise.

Currently, human population in Brazil is *ca.* 175 million, overall density is 21 people/km^2 and population is growing at a rate of 2.3% per year since 1975 (Table 1). Human population growth trends for Brazil show a steep growth of the population since the 1950s, and projections to 2030 indicate a continuation of such high rate of growth

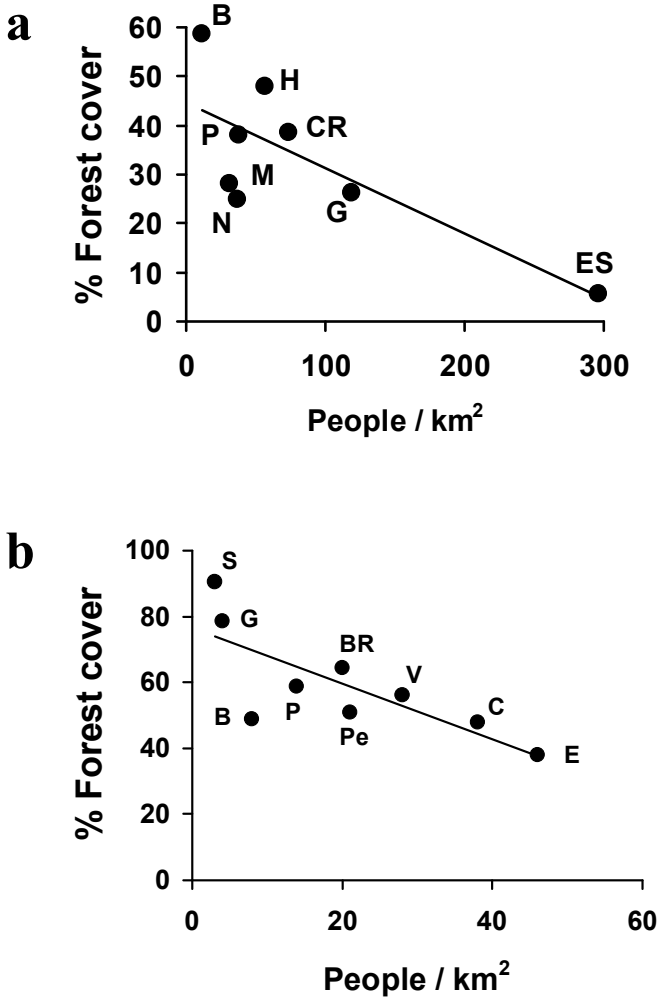


Figure 3. Current percent of forest cover as a function of total land and population density in (a) Mesoamerican and (b) Amazon basin countries. The trend line is shown for illustrative purposes only. (a) B=Belize, P=Panama, H=Honduras, CR=Costa Rica, M=Mexico, N=Nicaragua, G=Guatemala, ES=El Salvador; (b) S=Surinam, G=Guyana, B=Bolivia, P=Paraguay, BR=Brazil, Pe=Peru, V=Venezuela, C=Colombia, E=Ecuador. Trend lines shown for illustrative purposes.

(Figure 4). Significantly, populations found in urban areas are mainly responsible for such tendencies, while rural population growth shows a declining tendency. High demands for food and for goods and services by urban populations and for exports exert important pressures upon forested areas in Brazil. FAO statistics for the period 1990-2000 indicate a deforestation rate of -0.41 % per year in Brazil, with forest cover disappearing at a rate of 23,093 km^2 per year, paralleled by increasing trends in the expansion of pasture lands and of arable land and permanent crops. Noticeable here is that while both land-use patterns display steep increments over time, the amount of land turned to pastures is significantly greater than that used for agricultural activities (Figure 5).

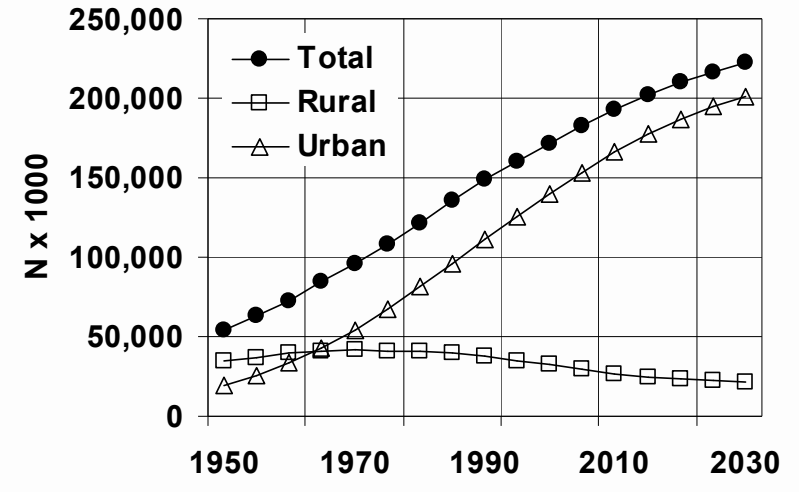


Figure 4. Human population growth trends in Brazil, and human population growth projection to 2030. Note the steep population growth trend since the 1950's and that most of this growth is due to population expansion in urban areas. Source: FAO (http://faostat.fao.org). Population growth from 2005 onward are projections by the U.N. Population Division.

COMPOUNDED PRESSURES UPON PRIMATE HABITATS

In Mesoamerican and Amazon basin countries, demand for land for food production and other goods seem to be closely related to high population growth rates and high population density in many countries. Such pressures are enhanced by global market demands placed upon Mesoamerican and Amazon basin countries to produce meat and agricultural products. This has resulted in extensive deforestation, which in turn translates into extensive loss and fragmentation of primate habitat, resulting in diminished effective population sizes, isolation and local extinction. Other threats to primate habitats are brought about by timber extraction, mining, colonization, and hydropower development (Estrada *et al.*, 2006a).

Such trends are consistent with the general perception that agricultural activities are the principal threat to biodiversity in the tropics and a major cause of local extinction of species, including primates. Such binary view perceives conservation of tropical forests as a conflict with agricultural practices. I would like to argue however that there is another view and that we need to shift our focus in this direction. In this view, the conservation equation looks at the positive synergistic effect resulting from the coexistence of forest remnants and agroecosystems in fragmented landscapes as well as at the needs of the human populations. This approach makes me look more carefully at the ways in which people manage Neotropical landscapes for agricultural production.

In many Mesoamerican and Amazon basin countries, land-use patterns for agricultural production can be divided into two major classes. One in which simplified agroecosystems such as pasture lands and/or other monocultures dominate the landscape, resulting in homogenous landscapes. And another in which complex agroecosystems, together with pastures and forest fragments are part of such human-modified landscapes, resulting in heterogeneous landscapes. These may harbor arboreal and non arboreal agroecosystems such as forest-shaded and tree-shaded (trees planted by man) coffee (*Coffea arabica*), cacao (*Theobroma cacao*), and cardamom (*Eletteria cardamomum*; Zingiberaceae), unshaded arboreal crops (e.g., allspice, *Pimienta dioica*, citrus, *Citrus* spp.), and non arboreal cultivars such as bananas (*Musa* spp.) and corn (*Zea mays*),

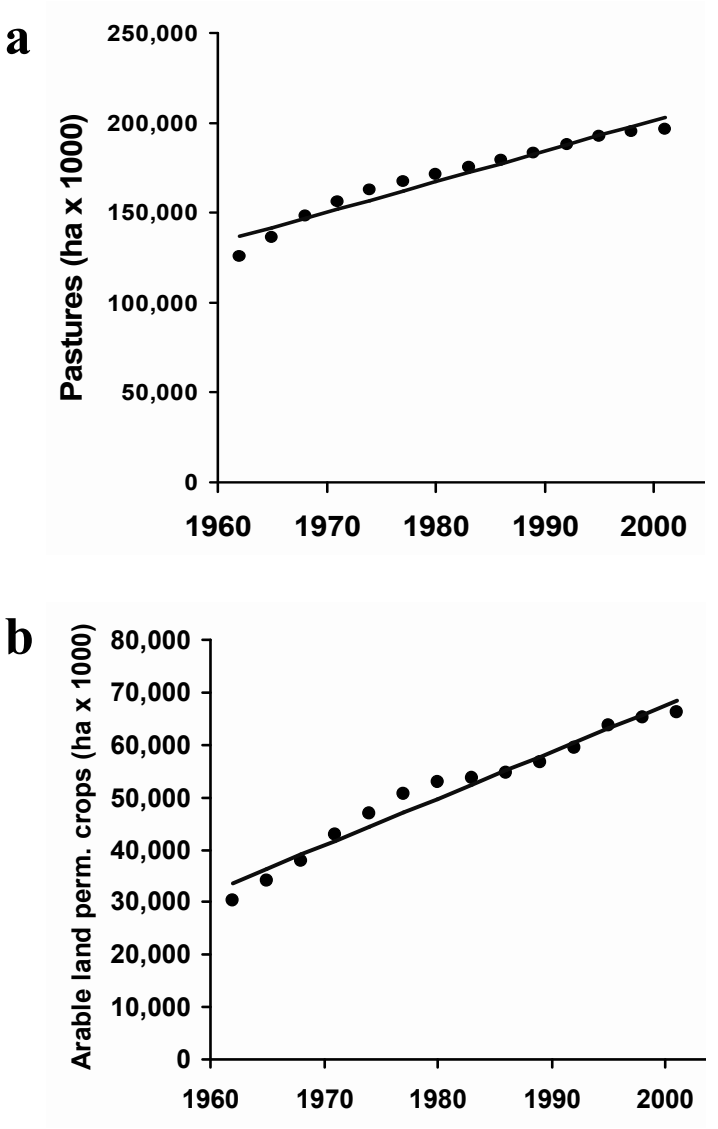


Figure 5. Growth trends in pasturelands and of arable lands and permanent crops in Brazil for the period 1960-2000. Note the steep trend in both cases and the significantly greater area dedicated to pasturelands than to agriculture. Trend lines shown for illustrative purposes.

among others, including forestry plantations (Estrada *et al.*, 2006b). Many of these landscapes may also harbor thousands of meters of linear strips of live fences (single or double rows of trees) planted by local people to delimit pastures and agricultural lots. For example, in Central American landscapes dominated by cattle production, live fences occur between 49% and 89% of all farms, with a mean density of 0.14 km of live fence per ha of farmland (Harvey *et al.*, 2004; Chacon & Harvey, 2006). These land-use practices have resulted in varied and highly heterogeneous landscapes in which natural, semi-natural, and introduced patches of vegetation coexist.

PRIMATE POPULATIONS IN HETEROGENEOUS LANDSCAPES

While pasture dominated landscapes may offer little possibilities of harboring primate populations in the Neotropics, heterogeneous human-modified landscapes may have the potential to favor the persistence of remnant populations of primates. Thus a basic question here is: to what extent agroecosystems in heterogeneous human-modified landscapes may contribute to the persistence of primate populations? Addressing this question in collaboration with scientists from the CATIE institute of Costa Rica, I recently conducted surveys of primate populations in different types of agroecosystems in fragmented landscapes in several localities in southern Mexico, Guatemala and Costa Rica (see Estrada *et al.*, 2006b). These surveys showed the presence of populations of five of the eight primate species present in Mesoamerica in an array of 15 arboreal agroecosystems. The surveys also showed that primates were permanently or temporarily residing in eight of the agroecosystems investigated; others seem to be used as foraging and/or as stop-over sites (Table 2). In addition, the surveys indicated that populations of all species recorded used the linear strips of arboreal vegetation represented by live fences as foraging and/or stop over sites in their movements across the landscape, and that the use of man-made habitats was not uniform across taxa, with *Alouatta* being the most widely spread in the agroecosystems investigated (Table 2).

Interviews with the farmers and ranchers indicated that primates are not pests for the majority of the agroecosystems in which they were

found. In the few cases in which the monkeys damaged the crops (*e.g.* capuchin monkeys in cacao plantations and more occasionally howler monkeys in banana groves), depending on the level of damage, the response by humans ranged from tolerance to eradication of the monkeys from the plantations.

PRIMATE RESIDENCY IN AGROECOSYSTEMS AND POSSIBLE ECOLOGICAL IMPACT

While it is possible that the presence and residency of primates in particular arboreal agroecosystems is likely to reflect species-specific differences in behavioral and dietary flexibility, published information on how primates sustain themselves in these habitats is practically non existent (but see McCann *et al.*, 2003 for an example mantled howler monkeys, *Alouatta palliata*, in shade coffee plantations in Nicaragua). Recently, a study of the foraging ecology of howler monkeys permanently residing (*ca.* 30 years) in a cacao plantation in southern Mexico documents that these primates do not feed on the leaves or fruit of the cacao trees. Instead they feed on the leaves and fruits of trees providing the shade for the cacao plant. Among these, leaves and fruits of five shade tree species (*Ficus cotinifolia, F. obtusifolia*, *Ficus* sp., *Pithecellobium saman*, and *Gliricidia sepium*) constituted the primary species in the howlers' monthly diet accounting for slightly over 80% of total feeding time recorded and for 78% of the total number of shade trees used by the howlers in the plantation. Differences in the protein/fiber ratio of young versus mature leaves influenced diet selection by the monkeys. The howlers preferred trees of species whose contribution to total tree biomass and density were above average for the shade-tree population in the plantation. The study suggests that given the right conditions of management and protection, shaded arboreal plantations, can sustain segments of howler monkey populations for many decades (Muñoz *et al.*, 2006).

The presence and activities of howler monkeys may be beneficial to agroecosystems such as cacao, coffee and others growing under the shade of forest trees or of trees planted by humans. For example, the feeding activities of howlers at these habitats may favor primary productivity via a pruning effect and the dislodging of branches and other organic matter in the canopy, hence accelerating the flow of

Table 2. Agroecosystems in which populations of five primate species were present in human-modified landscapes in Los Tuxtlas (Mexico), Lachuá (Guatemala) and in Cañas, Central Pacific and Río Frío (Costa Rica). The asterisk indicates those agroecosystems in which primates were found temporarily or permanently residing. Also shown is the number of agroecosystems in which each primate taxa was found present.

Agroecosystem	Number of primate species
*Shade cacao (forest, legumes, coconuts)	3
*Shade coffee	3
*Shade mixed (cacao and coffee)	2
*Shade cardamom	1
*Forestry plantation	3
*African Palm	2
Citrus	1
Allspice	2
Mango	4
Mango/citrus/banana	2
Banana	2
Mixed fruiting trees	4
Live fences	5
Taxa	**Number of agroecosystems**
Alouatta palliata and *A. pigra*	14
Ateles geoffroyi	8
Cebus capucinus	7
Saimiri oerstedii	5

nutrients and the conversion of matter and energy in the plantation (Estrada & Coates-Estrada, 1993). Howler monkey dispersal of seeds may contribute to the persistence of trees of species that are their sources of fruit in the plantation, opening the possibility for harvesting seedlings for reforestation activities in the plantation and the surrounding land (Estrada *et al.*, 2006b).

Defecation by the monkeys may add important nutrients to the soil. It has been reported that the waste excreta of howlers tend to be very nutrient-rich (Nagy & Milton, 1979), and that their dung contains 1.8–2.1% nitrogen (N) and 0.3–0.4% phosphorus (P) (based on dry mass measurements) (Milton *et al.*, 1980). In contrast, concentrations of nutrients in leaf litter are ~1% N and 0.04% P for tropical moist forests (Feeley, 2005). In a study conducted in Venezuelan forests, the total soil N concentration under the trees in which howlers defecated was 1.6 to 1.7 times greater than that in control sites (test plots in surrounding soil), and the P concentration was 3.8 to 6 times greater under the resting or resting/feeding trees than in the surrounding soil, which probably enriched the soil and nutrient uptake of these trees (Feeley, 2005). High dispersal of nutrients via howler feces in the plantation may result from the howlers' daily movements, benefiting not only the shade trees that sustain the howlers, but also the cacao and other cultivated plants that grow directly underneath (Muñoz *et al.*, 2006).

PRIMATE TOLERANCE TO HABITAT FRAGMENTATION AND AGROECOSYSTEMS

Habitat loss and fragmentation reduces the availability of adequate habitats and the effective size of primate populations, and results in isolation of remnant populations which are subjected to stochastic demographic events that put them at risk (Chapman & Ribic, 2002; Henle *et al.*, 2004a, 2004b). But tolerance of species to habitat loss and fragmentation may be related to an ability to traverse open areas to reach other forest fragments or other vegetation types and use resources within the matrix (see Law *et al.*, 1999; Mandujano *et al.*, 2006; Schulze *et al.*, 2000). Such tolerance may be enhanced by the presence of patches of agroforests and of other arboreal agroecosystems (*sensu* Schroth *et al.*, 2004) in intermediate positions. Heterogeneity of the landscape, involving various types of arboreal agroecosystems,

including live fences, may be an important general feature of some landscapes favoring dispersal and connectivity among isolated segments of primate populations (Estrada *et al.*, 2006b; Harvey *et al.*, 2004; Mandujano *et al.*, 2006). The presence of agroecosystems in fragmented landscapes may represent, for remnant primate fauna, increased area of vegetation available, increased diversity of resources and habitats potentially available, increased stop-over points in the matrix, and possibly reduced isolation of populations in forest fragments. The net medium and long-term effect of the interaction among these factors may be persistence of primate populations/species in the landscape.

HETEROGENEOUS LANDSCAPES AND ECONOMIC BENEFITS

Economic surveys conducted by us in some of the landscapes investigated in Los Tuxtlas, Mexico, showed that the economic yield (US$/ha/yr) of land-use practices other than pastures may be equal or may exceed the economic benefits of cattle ranching alone (Figure 6). With this information at hand, we could envision a diversified land use pattern that may result in a stronger family or community-based subsistence economy, allowing families to have additional sources of income, and also avoiding fluctuation in market demands and prices and relying solely on cattle ranching. Further, arboreal agroecosystems in fragmented landscapes may not only provide goods such as food crops for local consumption and commercialization, but also varied ecological services such as habitat for wildlife, natural pest control, seed and seedling banks; they build soil, retain soil and soil fertility, capture water and stop soil erosion (Figure 7) (Altieri, 2003; Swift *et al.*, 2004). In addition, they filter agrochemicals from farm fields, and capture atmospheric carbon (Altieri, 2003; Scroth *et al.*, 2004; Vandermeer, 2003).

CAVEATS TO CONSIDER

While adjacency and/or proximity of agroforests and of other types of arboreal agroecosystems to forest fragments, as well as the

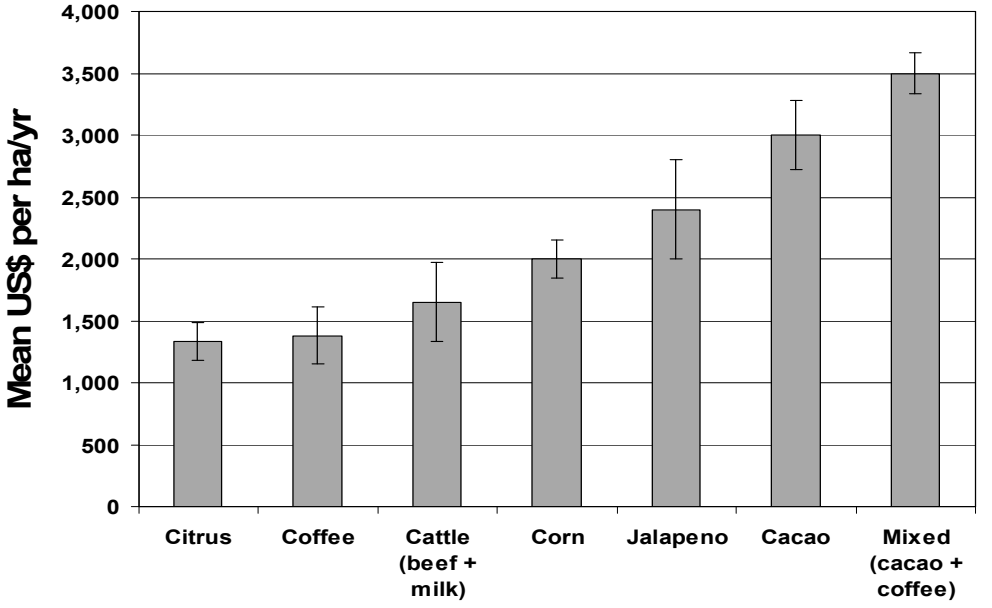


Figure 6. Economic yield of various land-uses compared to pastures dedicated to cattle ranching, in the region of Los Tuxtlas, Mexico. Note that some of other land-uses produced higher yields (US dollars/ha/yr) than cattle ranching. A diversified family or community-based subsistence economy could be based on land simultaneously dedicated to various types of agricultural activities. Data based on a survey of 20 farmlands.

presence of networks of live fences, may favor dispersal of primates in fragmented landscapes, we may need to consider as well to what extent such movements may place individuals and/or groups in a perilous matrix where they are more exposed to the elements, to humans, to dogs, and to other dangers. Moreover, in fragmented landscapes agroecosystems like isolated forest fragments may also act as ecological sinks and traps for primate populations (Kristan, 2003; Laurance & Vasconcelos, 2004; Murphy & Lovett-Doust, 2004). For example, our records for Los Tuxtlas showed that not all plantations surveyed were occupied by howler and/or spider monkeys. Thus, howlers and spider monkeys were absent in 62% and in 84% of the

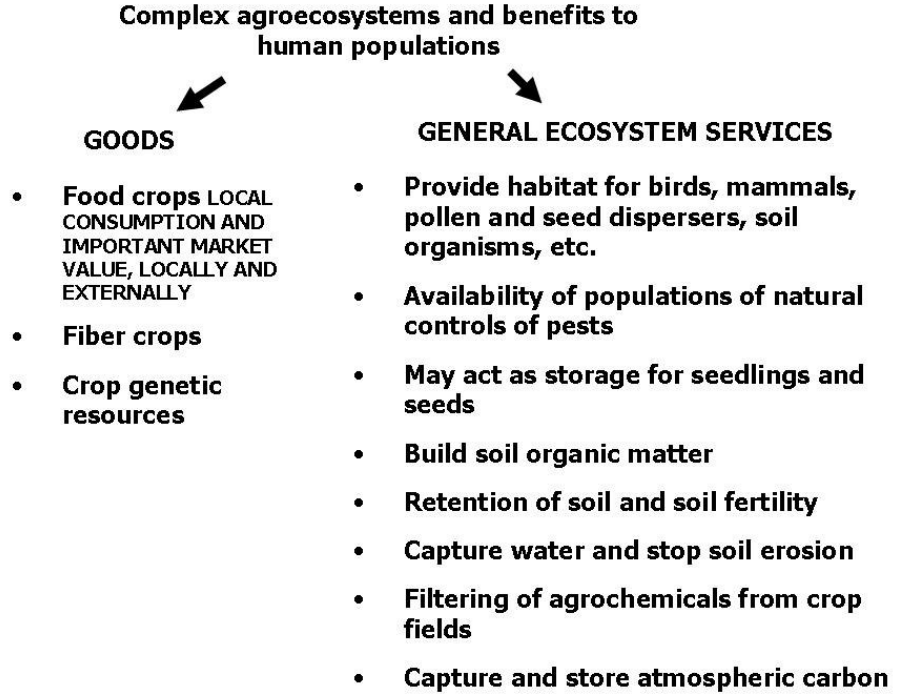
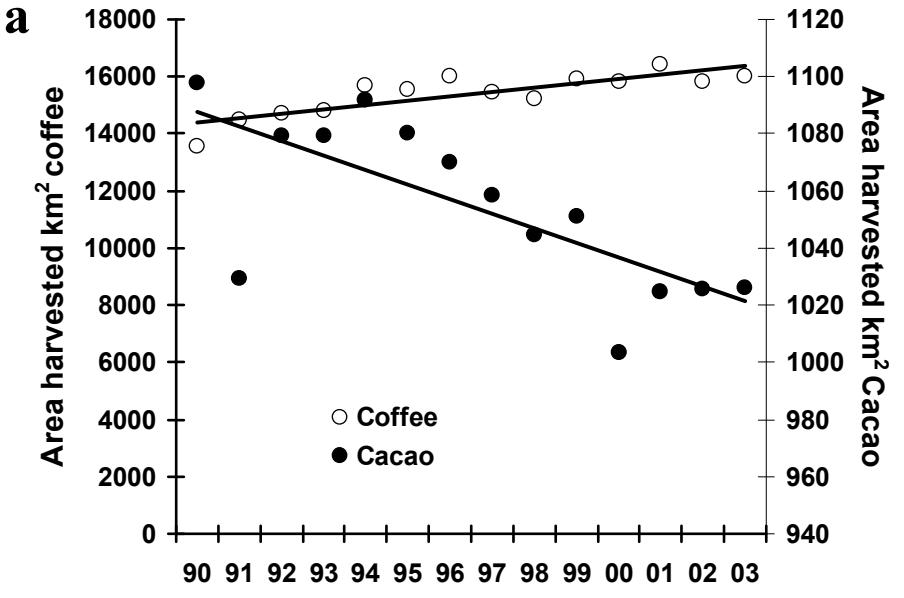


Figure 7. Economic benefits and possible ecosystem services derived from land-use patterns for agricultural production in which various types of arboreal agroecosystems are under production.

plantation sites surveyed, respectively (Estrada & Coates-Estrada, 1996). This suggests that in many cases resources may not be sufficient to support primate populations, that the structural connectivity of landscape vegetation units may be insufficient to facilitate dispersal or that people or other stochastic events may have eradicated the primates from these habitats. It is also not known if there is an overall level of tree cover and connectivity that must be maintained or if a threshold level of forest cover is more important? Another aspect not well known is the degree to which primates in agroecosystems are actively moving to other forested areas and how they depend on these other areas for survival.

Changes in regional and world market demands may result in changes in the local and regional distribution of agroforests and of

other agroecosystems where primate populations can exist. For example, in Mesoamerica there has been a tendency in the last 10 years or more for cultivation of cacao to decline while cultivation of coffee has been on the increase (Figure 8a). However such increments in the area dedicated to cultivate coffee are due to a switch from forest-shade coffee to sun-loving coffee (Perfecto & Armbrecht, 2003). Similarly, the trend to expand cultivation of sun-loving coffee at the expense of areas dedicated to the cultivation of forest-shaded cacao has similar consequences (Rice & Greenberg, 2000). In Brazil the rapid growth of land areas dedicated to the cultivation of soy beans as a result of high global market demands means that large forested areas as well as forest fragments and arboreal agroecosystems in fragmented landscapes are being converted to cultivate soy beans (Figure 8b). Further, in many areas of Mesoamerican and Amazon basin countries, forest-shaded cacao and cacao agroforestry systems have been abandoned due to disease problems, and converted to other land uses (such as pastures, banana or plantain production), which have lower value for biodiversity conservation.



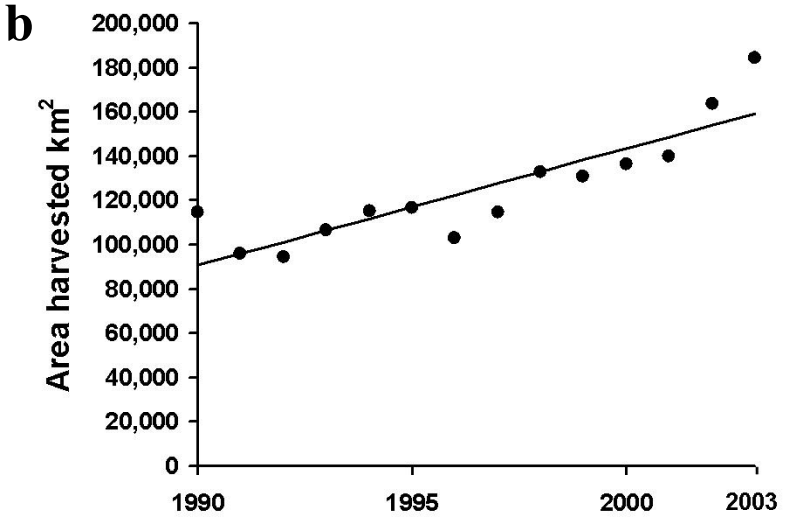


Figure 8. (a) Trends in the cultivation of forest shaded cacao and coffee in Mesoamerica for the period 1990-2003. Note declining trend in the cultivation of cacao versus the increasing trend in the land area dedicated to the cultivation of coffee. Much of the increase in coffee cultivation is due to the use of sun-loving coffee. (b) Trends in increases in land area dedicated to the cultivation of soy beans in Brazil for the period 1990-2004. Source: FAO raw data (http://faostat.fao.org). Trend lines shown for illustrative purposes.

FINAL CONSIDERATIONS AND NEEDED RESEARCH

Research is needed to survey and monitor primate populations in agroecosystems throughout the Neotropics. Studies of the foraging ecology and population productivity are also required to document how successful primates are in sustaining their populations in the man-made habitat and/or in the heterogeneous landscape. Such research needs to assess how primate species present in such landscapes respond to the presence of different types of agroecosystems and to their spatial configuration as well as to the way they are managed by humans and to determine threshold levels of tree and forest cover within

agroecosystems for successful primate habitation. Investigations about the ecological impact of primate presence and activities in the agroecosystems are also of significance here (Figure 9). In the area of applied research, assessments are needed as well on the economic impact of primate presence and activities in agricultural habitats and on their interactions with humans. If the primates are agricultural pests, studies are necessary to evaluate how primate populations can be managed. Finally, assessments of how landscape connectivity can be enhanced to favor the medium and long-term persistence of primate populations and other forest wildlife using agroecosystems as temporary or permanent habitat are also of relevance (Figure 9).

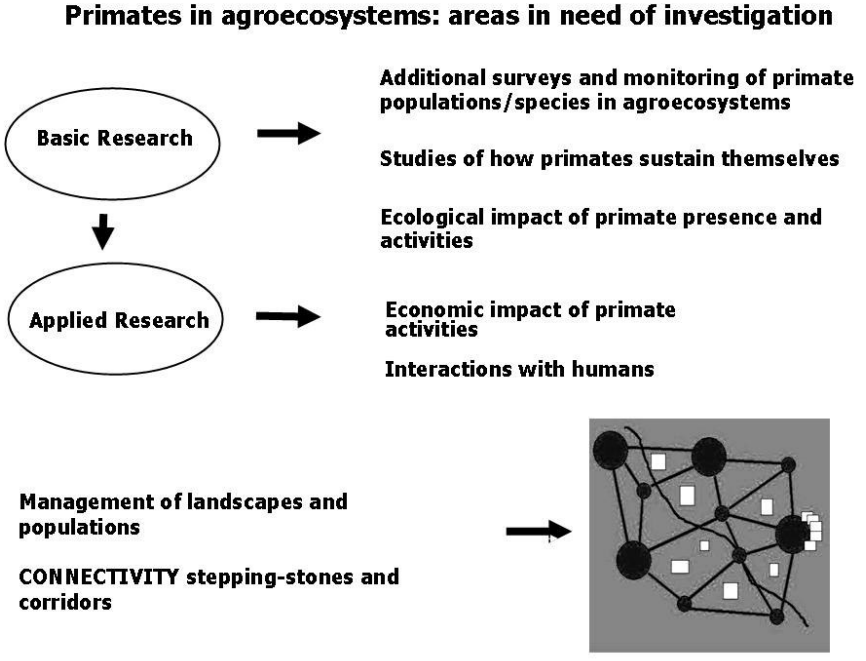


Figure 9. Areas of research needed in the study of the conservation value of agroecosystems for primate populations in human modified landscapes in the Neotropics.

While the major argument of this paper is that not all agricultural activities in human-modified landscapes are conducive to extinction of primate populations, it is also important to indicate that agroecosystems are no substitute for preserving primate populations in their native habitat. However, pressures from human population growth and local and global market demands for food and for other goods are rapidly transforming forested landscapes into a matrix of anthropogenic habitats. At local and regional scales these habitats may play an important role in long-term primate preservation in the Neotropics and must be considered in landscape-level approaches to conservation. Moreover, primate populations existing in altered landscapes are not only important geographic genetic variants of particular species, but are also important components of the local biodiversity, and thus merit conservation and study.

ACKNOWLEDGMENTS

I acknowledge the support of the Cleveland Zoo Scott Neotropic Fund and of Universidad Nacional Autónoma de México, and thank Dr. Júlio César Bicca-Marques for the invitation to participate in the XI Brazilian Congress of Primatology (February, 2005).

BIBLIOGRAPHY

Altieri, M.A. (1994) *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*. Haworth Press, New York.

Altieri, M.A. (2003) Globally Important Indigenous Agricultural Heritage Systems (GIAHS): extent, significance, and implications for development. http://www.fao.org/ag/agl/agll/giahs/documents/backgroundpapers_altieri.doc

Bergstrom, B.C., Maki, R.L. & Werner, B.A. (1976) Small dung beetles as biological control agents: laboratory studies of beetle action on trichostongylid eggs in sheep and cattle feces. *Proceedings of the Helminthological Society of Washington* 43:171-174.

Chacón, M.L. & Harvey, C.A. (2006) Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68:15-26.

Chape, S., Harrison, J., Spalding, M. & Lysenko, I. (2005) Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360:443–455.

Chapman, E.W. & Ribic, C.A. (2002) The impact of buffer strips and stream-side grazing on small mammals in southwestern Wisconsin. *Agricultural Ecosystem and Environment* 88:45-59.

Chiarello A.G. (2000) Conservation value of a small forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia* 60:237-247.

Daily, G., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzan, G. & Sanchez-Azofeifa, A. (2003) Country side biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes in Costa Rica. *Conservation Biology* 17:1815-1826.

Davies, K.F., Margules, C.R. & Lawrence, J.F. (2000) Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81:1450-1461.

DeFries, R., Hansen, A., Newton, A.C. & Hansen, M.C. (2005) Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* 15:9-26.

Donald, P.F. (2004) Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation Biology* 18:17-37.

Duelli, P., Studer, M., Marchand, I. & Jakob, S. (1990) Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54:193-207.

Estrada, A. & Coates-Estrada, R. (1993) Aspects of ecological impact of howling monkeys (*Alouatta palliata*) on their habitat: a review. In: *Avances en Estudios Primatologicos en Mexico I* (A. Estrada, E. Rodríguez-Luna, R. López-Wilchis & R. Coates-Estrada, eds.). Asociacion Mexicana de Primatologia, A.C. y Patronato Pro-Universidad Veracruzana, Xalapa, pp. 87-117.

Estrada, A. & Coates-Estrada, R. (1996) Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas. *International Journal of Primatology* 5:759-783.

Estrada, A. & Coates-Estrada, R. (2000) Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 9:1399-1416.

Estrada, A. & Coates-Estrada, R. (2002a) Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 2:237-245.

Estrada, A. & Coates-Estrada, R. (2002b) Dung beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 11:1903-1918.

Estrada, A., Garber, P.A., Pavelka, M.S.M. & Luecke, L.G. (2006a) Overview of the Mesoamerican primate fauna, primate studies and conservation concerns: an introduction. In: *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior and Conservation* (A. Estrada, P.A. Garber, M.S.M. Pavelka & L.G. Luecke, eds.). Springer, New York, pp. 1-22.

Estrada, A., Saenz, J., Harvey, C., Naranjo, E., Muñoz, D. & Rosales-Meda, M. (2006b) Primates in agroecosystems: conservation value of agricultural practices in Mesoamerican landscapes. In: *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior and Conservation* (A. Estrada, P.A. Garber, M.S.M. Pavelka & L.G. Luecke, eds.). Springer, New York, pp. 437-470.

Feeley, K. (2005) The role of clumped defecation in the spatial distribution of soil nutrients and the availability of nutrients for plant uptake. *Journal of Tropical Ecology* 20:1-4.

Fox, J., Truong, D., Rambo, T., Tuyen, N., Cuc, L. & Leisz, S. (2000) Shifting cultivation: a new old paradigm for managing tropical forests. *BioScience* 50:521–528.

Greenberg, R. (2004) Biodiversity in the Cacao Agroecosystem: Shade Management and Landscape Considerations. Migratory Bird Center Website. Smithsonian Institution, Washington, D.C.

Harvey, C., Tucker, N. & Estrada, A. (2004) Can live fences, isolated trees and windbreaks help conserve biodiversity within fragmented tropical landscapes? In: *Agroforestry and Conservation of Biodiversity in Tropical Landscapes* (G. Schroth, G. Fonseca, C. Gascon, H. Vasconcelos, A.M. Izac & C.A. Harvey, eds.). Island Press, New York, pp. 261-289.

Henle, K., Lindemayer, D.B., Margules, C.R., Saunders, D.A. & Wissel, C. (2004a) Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13:1-8.

Henle, K., Davoes, K.F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. (2004b) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13:207-251.

Kristan, B.K. III. (2003) The role of habitat selection behavior in population dynamics: source-sink systems and ecological traps. *Oikos* 103:457-468.

Laurance, W.F. & Vasconcelos, H.L. (2004) Ecological effects of habitat fragmentation in the tropics. In: *Agroforestry and Conservation of Biodiversity in Tropical Landscapes* (G. Schroth, G. Fonseca, C. Gascon, H. Vasconcelos, A.M. Izac & C. Harvey C, eds.). Island Press, New York, pp. 33-49.

Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Dirham, R.K. & Stoufer, P.C. (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.

Law, B.S., Anderson, J. & Chidel, M. (1999) Bat communities in a fragmented landscape on the south-west slopes of New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 88:333-345.

Lenne, J. & Wood, D. (1999) Optimizing biodiversity for productive agriculture. In: *Agrobiodiversity: Characterization, Utilization and Management* (D. Wood & J. Lenne, eds.). CABI Publishing, Wallingford, UK, pp. 447-470.

Lugo, A.E. (2002) Can we manage tropical landscapes? – An answer from the Caribbean perspective. *Landscape Ecology* 17:601-615.

Mandujano, S., Escobedo-Morales, L.A., Palacios-Silva, R., Arroyo, V. & Rodríguez-Toledo, E.M. (2006) A metapopulation approach to conserving the howler monkey in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. In: *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior and Conservation* (A. Estrada, P.A. Garber, M.S.M. Pavelka & L.G. Luecke, eds.). Springer, New York, pp. 513-538.

McCann, C., Williams-Guillen, K., Koontz, F., Roque-Espinoza, A.A., Martinez-Sanchuez, J.C. & Koontz, C. (2003) Shade coffee plantations as wildlife refuge for mantled howler monkeys (*Alouatta palliata*) in Nicaragua. In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, ed.). Kluwer Academic, New York, pp. 321-342.

Mehdi, R., Chetry, D., Bhattacherjee, P.C. & Patiri, B.N. (2004) Status of *Trachypithecus geei* in a rubber plantation in western Assam, India. *International Journal of Primatology* 25:1331-1337.

Melbourne, B., Davies, K., Margules, C.R., Lindenmayer, D.B, Saunders, D.A., Wissel, C. & Henle, K. (2004) Species survival in fragmented landscapes: where to from here? *Biodiversity and Conservation* 13:275-284.

Michon, G. & de Foresta, H. (1995) The Indonesian agro-forest model. In: *Conserving Biodiversity Outside Protected Areas: The Role of Traditional Agroecosystems* (P. Halladay & D.A. Gimour, eds.). IUCN, Gland, pp. 90-106.

Milton, K., Van Soest, P.J. & Robertson, J.B. (1980) Digestive efficiencies of wild howler monkeys. *Physiological Zoology* 4:402-409.

Moguel, P. & Toledo, V.M. (1999) Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13:11-21.

Muñoz, D., Estrada, A., Naranjo, E. & Ochoa, S. (2006) Foraging ecology of howler monkeys in a cacao (*Theobroma cacao*) plantation in Comalcalco, Mexico. *American Journal of Primatology* 68:127-142.

Murphy, H.T. & Lovett-Doust, J. (2004) Context and connectivity in plant populations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105:3-14.

Nagy, K. & Milton, K. (1979) Aspects of dietary quality, nutrient assimilation and water balance in wild howler monkeys (*Alouatta palliata*). *Oecologia* 39:249-258.

Perfecto, I. & Armbrecht, I. (2003) The coffee agroecosystem in the Neotropics: combining ecological and economic goals. In: *Tropical Agroecosystems* (J.H. Vandermeer, ed.). CRC Press, New York, pp. 159-194.

Pimentel, D., Stachow, D.A., Takacs, H.W., Brubaker, A.R., Dumas, J.J., Meaney, J.A.S., O'Neil, D., Onsi, E. & Corzilius, D.B. (1992) Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience* 5:354-362.

Rice, R.A. & Greenberg, R. (2000) Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. *Ambio* 3:167-176.

Ricketts, T.H. (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158:87-99.

Sader, S.S., Hayes, D.J., Irwin, D.E. & Saatchi, S.S.(1999) Preliminary forest cover change estimates for Central America (1990's), with reference to the proposed Mesoamerican Biological Corridor. NASA Jet Propulsion Lab, http://www.ghcc.msfc.nasa.gov/corredor/

Salafsky, N. (1993) Mammalian use of a buffer zone agroforestry system bordering Ganung Palung National Park, west Kalimantan, Indonesia. *Conservation Biology* 7:928-933.

Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V. & Woolme, G.R. (2002) The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52:891-904.

Schroth, G., Fonseca, G., Gascon, C., Vasconcelos, H., Izac, A.M. & Harvey, C.A. (2004) *Agroforestry and Conservation of Biodiversity in Tropical Landscapes*. Island Press, New York.

Schulze, M.D., Seavy, N.E. & Whitacre, D.F. (2000) A comparison of phyllostomid bat assemblages in undisturbed Neotropical forest and in forest fragments of a slash-and burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32:174-184.

Somarriba, E., Harvey, C.A., Samper, M., Anthony, F., Gonzales, J., Slaver, C.H. & Rice, R.A. (2004) Biodiversity conservation in Neotropical coffee (*Coffea arabica*) plantations. In: *Agroforestry and Conservation of Biodiversity in Tropical Landscapes* (G. Schroth, G. Fonseca, C. Gascon, H. Vasconcelos, A.M. Izac & C.A. Harvey, eds.). Island Press, New York, pp. 198-226.

Swift, M.J., Izac, M.N. & van Noordwijk, M. (2004) Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes – Are we asking the right questions? *Agricultural Ecosystem and Environment* 104: 113–134.

Vandermeer, J.H. (2003) *Tropical Agroecosystems*. CRC Press, Boca Raton.

Wunderle Jr., J.M. (1999) Avian distribution in Dominican shade coffee plantations: area and habitat relationships. *Journal of Field Ornithology* 70:58-70.

Appendix 1

Sources of raw statistics used in this paper.

Population growth trends
http://faostat.fao.org/
http://earthtrends.wri.org/
http://hdr.undp.org/reports/global/2003/indicator/indic 15 1 1.html
http://www.nationmaster.com/index.php
http://www.globalgeografia.com/north america/north america1.htm
http://www.worldbank.org/data/

Deforestation rates
http://faostat.fao.org/default.jsp?language=EN
http://earthtrends.wri.org/
http://www.panda.org/news facts/publications/general/livingplanet/
http://www.panda.org/downloads/general/LPR 2002.pdf
http://geocompendium.grid.unep.ch/data sets/index nat dataset.htm
World Resources Institute http://earthtrends.wri.org/
Global Enviornmental Facility http://www.gefweb.org/
UNDP http://geocompendium.grid.unep.ch/data sets/index nat dataset/htm;
http://www.worldbank.org/data/

Forest cover
http://faostat.fao.org/default.jsp?language=EN
http://earthtrends.wri.org/
http://www.panda.org/news facts/publications/general/livingplanet/index.cf
http://www.panda.org/downloads/general/LPR 2002.pdf
UNDP http://geocompendium.grid.unep.ch/data sets/index nat dataset.htm
http://geocompendium.grid.unep.ch/geo3 report/index report.htm
http://www.worldbank.org/data/

Land-use patterns
http://faostat.fao.org/default.jsp?language=EN
http://earthtrends.wri.org/
http://www.panda.org/news facts/publications/general/livingplanet/index.cf
http://www.panda.org/downloads/general/LPR 2002.pdf
UNDP http://geocompendium.grid.unep.ch/data sets/index nat dataset.htm

Social and economic development
United Nations Development Programme
http://www.unep.org
http://hdr.undp.org/reports/global/2003/indicator/index indicators.html
http://hdr.undp.org/statistics/default.cfm
http://hdr.undp.org/reports/global/2003/indicator/indic 15 1 1

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 71-99

Manejo para a conservação de primatas brasileiros

Maria Cecília Martins Kierulff[1], Paula Procópio-de-Oliveira[2], Cristiana Saddy Martins[3], Cláudio B. Valladares-Padua[3], Simone Porfírio[4], Marcelo Marcelino de Oliveira[5], Anthony B. Rylands[6] & Ana Raquel G. Faria Bezerra[7]

[1] Fundação Parque Zoológico de São Paulo
[2] Associação Mico-Leão-Dourado
[3] IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas
[4] Universidade Federal de Minas Gerais
[5] Centro de Proteção de Primatas Brasileiros/IBAMA
[6] Center for Applied Biodiversity Science/Conservation International
[7] Coordenação Geral de Fauna/IBAMA

RESUMO

Existem no Brasil 26 espécies de primatas ameaçadas de extinção: 10 Criticamente em Perigo (CR), 6 Em Perigo (EN) e 10 Vulneráveis (VU). As maiores ameaças para a conservação da maioria dessas espécies são a destruição do hábitat e a caça. A captura de primatas para manutenção como animais de estimação e o comércio ilegal também são sérios problemas em algumas regiões. A reintrodução e a translocação são técnicas de manejo que podem ser usadas para salvá-las da

* Endereço para correspondência: Maria Cecília Martins Kierulff, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Av. Miguel Stéfano, 4241, São Paulo, SP, 04301-905, Brasil, Email: kierulff@uol.com.br

extinção. A reintrodução é definida como a soltura de uma espécie em uma área onde ela foi extinta, enquanto a translocação é o movimento de animais selvagens de um hábitat natural para outro com o objetivo de conservação ou suplementação/revigoramento populacional. Apesar de muito difundidas, poucos são os projetos que obtiveram sucesso. Essas técnicas são caras, exigem um monitoramento intensivo pré- e pós-soltura e nem sempre alcançam o sucesso desejado. Além disso, as intervenções devem ser específicas e o manejo ideal para uma espécie pode não servir para outra. Atualmente, a maioria das solturas de animais é feita sem critérios, sem planejamento e sem qualquer acompanhamento, e as conseqüências podem ser desastrosas. As medidas usadas para avaliar o sucesso de um programa de reintrodução e/ou translocação são: sobrevivência da população, sucesso reprodutivo, estabilidade social, permanência na área e estabelecimento de populações auto-suficientes. O principal fator para o sucesso é a qualidade do hábitat, incluindo disponibilidade de recursos alimentares e de sítios de reprodução, ausência de predadores, caça e competição. Outro fator importante é conhecer a ecologia e o comportamento da espécie, o que fornece os requisitos mínimos necessários para o estabelecimento de novas populações (por exemplo, o número de animais e o tipo de soltura vão depender de características da espécie). A decisão de translocar ou reintroduzir primatas, além de levar em consideração os conhecimentos sobre ecologia, comportamento e hábitat de boa qualidade disponível, deve considerar os recursos financeiros, legais e profissionais necessários antes do início do manejo, uma avaliação veterinária, análise de risco, plano de contingência etc. Neste trabalho são apresentados três exemplos de programas de conservação de primatas brasileiros onde o manejo inclui reintroduções e/ou translocações: o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) e o guariba-de-mãos-ruívas (*Alouatta belzebul belzebul*).

Palavras-chave: reintrodução, translocação, suplementação, *Alouatta*, *Leontopithecus*

ABSTRACT

Twenty-six primate species are threatened with extinction in Brazil: 10 Critically Endangered (CR), 6 Endangered (EN), and 10 Vulnerable (VU). Habitat destruction and hunting are major threats for

most of these species. Capture for pets and for illegal commerce also is a serious problem in some regions. In areas where populations have been severely depleted or extirpated reintroduction and translocation are fundamental management techniques for their conservation. A reintroduction is defined as the release of a species in an area where it has been extirpated, whereas a translocation is the transfer of individuals from one natural habitat to another for the purpose of supplementing or providing new genetic stock to the population. Although widely discussed as management options, their use has been successful in only a few cases. These techniques are expensive, they demand intensive monitoring, both before and after release, and do not always achieve the desired results. This kind of intervention must be carefully designed in each case: the best method for one species is not necessarily appropriate for another. The majority of animal releases are carried out without careful consideration of their purpose or consequences, and lack adequate planning and the appropriate monitoring after release: the results can be disastrous. Measures used to assess the success of a reintroduction or translocation program include: the survival of the population, reproductive success, social stability, permanence in the release area, and self-sufficiency of the population. The main factor for success is habitat quality, including aspects such as food availability, adequate sites for breeding, the lack of predators and hunting, and competition with resident populations. Another important issue is the need for a sound understanding of the species' ecology and behavior, most importantly in those aspects that will determine the minimum conditions necessary for the establishment of new populations (for example, the number of individuals necessary and the type of release will be determined by the species' traits). Besides taking into account the ecology, behavior and the quality of the available habitat, the decision of translocating or reintroducing primates must consider the financial, legal, and professional resources required prior to initiating the management regime, as well as the necessary steps pre-release, which include veterinary studies and assessments, risk analysis and plans for contingencies. We discuss three cases of conservation management programs for primates in Brazil that have resorted to re-introduction and translocation: the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*), the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) and the red-handed howler monkey (*Alouatta belzebul*).

Key words: reintroduction, translocation, supplementation, *Alouatta*, *Leontopithecus*

INTRODUÇÃO

No Brasil ocorrem 136 formas de primatas distribuídas em 104 espécies, das quais 76 (56%) são endêmicas. Uma atualização da lista publicada por Rylands *et al*. (1995) mostrou que os primatas brasileiros, incluindo espécies e subespécies, estão distribuídos por biomas da seguinte forma: 105 na Amazônia (53 endêmicos), 25 na Mata Atlântica (13 endêmicos), quatro na Caatinga, cinco no Pantanal, quatro no Cerrado e dois na região dos Pampas, não havendo táxons endêmicos a esses quatro biomas.

De acordo com o *workshop* que definiu a lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção, três dos primatas que ocorrem na Amazônia estão incluídos na categoria Criticamente Em Perigo (CR), dois na categoria Em Perigo (EN) e seis na categoria Vulnerável (VU) (Brasil, 2003). Esse mesmo *workshop* listou 15 espécies e subespécies da Amazônia na categoria DD (Dados Insuficientes), o que reflete a falta de conhecimento sobre os primatas amazônicos e a necessidade de mais pesquisas na região (Machado *et al*., 2005).

A Mata Atlântica, por sua vez, é o bioma brasileiro mais ameaçado de extinção. Originalmente cobria toda a região costeira do Rio Grande do Norte até a porção norte do Rio Grande do Sul. Hoje, devido ao desmatamento, restam apenas 8% dos 1.360.000 km^2 da floresta original (Brasil, MMA, 2000). Dos 25 primatas que ocorrem na Mata Atlântica, 15 estão ameaçados (60%): sete considerados CR, quatro EN e outros quatro VU.

Além de dois primatas classificados como CR, que ocorrem tanto na Caatinga quanto na Mata Atlântica (*Alouatta guariba guariba* e *Callicebus barbarabrownae*), as outras formas que ocorrem na Caatinga, no Cerrado, no Pantanal e na região dos Pampas, não se encontram em perigo de extinção de acordo com a lista do IBAMA. Esses primatas têm ampla distribuição e não são endêmicos a nenhum bioma específico. *Cebus libidinosus*, por exemplo, pode ser encontrado em áreas de Caatinga, Cerrado e Pantanal, e *Callithrix jacchus* na Mata Atlântica e na Caatinga.

Na lista dos 25 primatas mais ameaçados do mundo, divulgada recentemente pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), o Brasil está em terceiro lugar com três espécies, perdendo apenas para Madagascar e Vietnã, com quatro espécies ameaçadas cada um. Os primatas brasileiros citados na lista são o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), o macaco-prego-do-peito-amarelo (*Cebus xanthosternos*) e o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) (Mittermeier *et al.*, 2005).

PRINCIPAIS AMEAÇAS AOS PRIMATAS BRASILEIROS

Os principais fatores de ameaça aos primatas brasileiros são o desmatamento e a caça. As conseqüências diretas do desmatamento são a perda de hábitat e a fragmentação/isolamento dos remanescentes florestais, processos que afetam distintamente a sobrevivência das espécies. A perda de hábitat causa a diminuição das populações e o desaparecimento local das espécies, enquanto a fragmentação causa a eliminação e/ou redução de recursos na área isolada, causando a extinção de espécies que dependiam desses recursos, além do isolamento, que impede a migração de indivíduos entre áreas. As populações da maioria dos primatas brasileiros sofrem os efeitos tanto da perda do hábitat, que já causou a exclusão de espécies em vários locais (o mico-leão-dourado, por exemplo, hoje está restrito a uma pequena faixa da região costeira do Rio de Janeiro, e no passado ocorreu do norte até o sul do estado), quanto do isolamento de poucos indivíduos nas matas remanescentes.

Os principais fatores que afetam as populações pequenas e isoladas são: (a) variações ambientais - mudanças imprevisíveis no clima, nos recursos alimentares e nas populações de competidores, predadores e parasitos; (b) catástrofes - variações extremas que incluem, por exemplo, inundações e fogo; (c) estocasticidade demográfica - variações aleatórias na mortalidade e reprodução dos indivíduos; e (d) variação genética - determinada pelo grau de heterozigozidade, que é influenciado pela deriva genética e mutações. A ausência de emigração e imigração em populações pequenas e isoladas por várias gerações reduz a variabilidade genética e pode causar uma diminuição nas taxas reprodutivas e de sobrevivência (uma variabilidade genética maior permite mais flexibilidade da população em resposta às variações ambientais).

Além disso, em populações pequenas ocorre um rápido aumento da expressão de genes recessivos deletérios, devido ao aumento da homozigose causado pelo número reduzido de indivíduos e/ou pelo aumento de casamentos consangüíneos. Esses genes podem se fixar, caso não sejam letais, levando a uma diminuição da capacidade de adaptação (depressão endogâmica). No outro extremo, há o risco da depressão exogâmica, que pode ocorrer quando indivíduos de populações pequenas e isoladas entram em contato e se reproduzem, gerando filhotes menos aptos (Lynch, 1997). A perda da variabilidade genética causada pela consangüinidade ameaça a sobrevivência da população no curto prazo, enquanto a deriva causa a perda da variação genética essencial para um processo contínuo de adaptação (Shaffer, 1987). Conseqüentemente, quanto menor é uma população, maiores são os efeitos que levam a uma diminuição do seu tamanho e a um aumento das chances de extinção (Ballou, 1990; Franklin, 1980; Lacy, 2005; Lynch, 1997; Soulé, 1987).

Além dos problemas do desmatamento, a caça de subsistência é uma das formas mais difundidas de extração de recursos não-madeireiros das florestas tropicais. Esta prática tem profundas conseqüências na biomassa animal local, na diversidade de espécies e no tamanho e estrutura das comunidades remanescentes (Peres, 2001). Os efeitos da caça se agravam devido à fragmentação das matas, a qual facilita o acesso de caçadores e impede ou dificulta a recolonização por animais vindos de áreas não caçadas (Peres, 2001). Segundo Robinson (1996), os fragmentos de florestas tropicais isolados são mais afetados no curto prazo pela pressão de caça do que por fatores biológicos intrínsecos. Na Bahia, por exemplo, a caça foi a provável causa da extinção de muriquis e guaribas em várias regiões, e é apontada como uma das principais ameaças à sobrevivência de *C. xanthosternos* (Kierulff *et al*. 2004; Lima, 1990).

A captura de primatas para manutenção como animais de estimação também é um sério problema em algumas regiões. Moradores de áreas próximas a florestas geralmente matam os animais adultos e capturam os filhotes (M. C. M. Kierulff, dados não publicados). De acordo com dados do IBAMA apresentados pela Coordenação Geral de Fauna (CGFAU), as regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste do Brasil são as principais áreas de captura de animais, embora detenham mercados pequenos a médios. A região Sul é considerada como intermediária no tráfico, enquanto a região Sudeste é a principal consumidora e fornecedora de animais silvestres para o mercado

internacional. A dificuldade no combate ao comércio ilegal é uma realidade e uma análise da legislação permite sugerir que normas mais severas seriam necessárias para coibir o tráfico.

A compilação dos relatórios produzidos pelos Centros de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) do IBAMA mostrou que 74463 animais foram resgatados do tráfico ilegal ou devolvidos pela população apenas em 2002 e 2003. Destes, 5,8% eram mamíferos (4317) e 2% eram primatas (86). Os micos do gênero *Callithrix* representaram 46% (40 indivíduos) do total de primatas recebidos, seguidos pelas espécies de *Cebus* (28,8% ou 24 indivíduos), *Saimiri* (4,6% ou 4 indivíduos) e *Alouatta* (4,2% ou 3 indivíduos). Também foram relatados aparecimentos esporádicos de exemplares de *Ateles*, *Callicebus*, *Pithecia*, *Cebuella*, *Callimico*, *Saguinus*, *Leontopithecus*, *Chiropotes* e *Aotus*. Analisando as apreensões de primatas por região, segundo a CGFAU, foi observado ainda que o gênero *Cebus* destacou-se na região Norte, enquanto que o gênero *Callithrix* prevaleceu nas demais regiões. Analisando o histórico dos animais recebidos pelos CETAS observa-se que as aves, em geral, provêm de apreensões, enquanto os primatas originam-se, em sua maioria, de entregas voluntárias decorrentes da desistência das pessoas em manter os animais em suas residências quando atingem a idade adulta.

A legislação federal atual (Lei nº 9605/98 e Decreto-Lei nº 3179/99) estabelece que os animais apreendidos devem ser (a) liberados no hábitat natural após verificação da sua adaptação às condições de vida silvestre, (b) encaminhados a zoológicos, fundações ambientalistas ou entidades assemelhadas, desde que sob a responsabilidade de técnicos habilitados ou (c) na impossibilidade de atendimento imediato das condições acima, confiados a um fiel depositário que se responsabilizará pelo animal até que se encontre a destinação mais adequada.

Pelos relatórios dos CETAS, 78% dos animais apreendidos são soltos, mas observa-se uma maior cautela com relação aos primatas. A maioria dos primatas apreendidos está incluída nos 5% de animais considerados "sem destino", em especial as espécies mais freqüentes (*Cebus* spp. e *Callithrix* spp.). Com o objetivo de definir critérios mais adequados à destinação dos animais apreendidos, o IBAMA promoveu dois *workshops* em 2004 para discutir protocolos específicos para a avaliação de animais com potencial para soltura. Foram abordados temas como comportamento, clínica, variabilidade genética e áreas de soltura. As maiores dificuldades citadas para o estabelecimento dos

procedimentos corretos foram a falta de estruturas adequadas para submeter os animais aos exames clínicos, genéticos e comportamentais necessários, e a obtenção de uma identificação segura de algumas espécies.

Entre as estratégias que estão sendo planejadas pelo IBAMA para melhorar o combate ao tráfico e o manejo dos animais apreendidos, destacam-se a intensificação e qualificação da fiscalização, a ampliação e qualificação do quadro técnico, a elaboração de programas informatizados de controle de plantel nos CETAS, a revisão de normas e protocolos para destinação de animais apreendidos, atividades mais específicas na área de educação ambiental, o estabelecimento de ações compartilhadas de fiscalização e a implementação do Projeto CETAS, que visa ampliar e recuperar os diversos centros de triagem espalhados pelo país, assim como a construção de novos centros em locais estratégicos.

MANEJO

Para a conservação de uma espécie é essencial que, em primeiro lugar, sejam identificados os principais fatores que podem causar sua extinção e, a partir daí, sejam propostas estratégias para garantir sua sobrevivência. Um manejo deve ter como objetivo reverter o processo de declínio e garantir a sobrevivência da espécie a longo prazo. A partir da necessidade crescente de estimativas quantitativas e cientificamente confiáveis sobre a sobrevivência de populações isoladas e ameaçadas, surgiu a Análise de Viabilidade Populacional e de Hábitat (PHVA – *Population and Habitat Viability Analysis*). Seu objetivo é quantificar o risco de extinção de uma dada população e, a partir de dados de campo detalhados sobre a sua biologia, estimar uma população mínima viável (MVP – *Minimum Viable Population Size*). Este é um conceito probabilístico definido como o tamanho populacional mínimo que garante que a população tenha uma dada probabilidade (em geral 95%) de sobreviver durante um intervalo de tempo definido (em geral 100 anos), mantendo uma certa variabilidade genética (geralmente 95%). O processo do PHVA consiste em simulações usando modelos alimentados com informações sobre uma série de variáveis biológicas e ambientais que afetam as probabilidades de extinção, tais como mortalidade e reprodução (Ballou, 1990; Eisenberg, 1980; Franklin,

1980; Gilpin & Soulé, 1986; Goodman, 1987; Soulé, 1987; Thompson, 1991).

A partir dos resultados do MVP é possível propor um manejo para a espécie em questão. Por exemplo, se a densidade populacional (número de indivíduos por unidade de área) é conhecida, a MVP pode ser facilmente traduzida para uma estimativa do tamanho mínimo do fragmento necessário para manter uma população viável. Porém, estas análises devem ser alimentadas com informações oriundas de pesquisas sobre a biologia e o hábitat dos primatas, e de um monitoramento de longo prazo das populações para determinar suas MVP. A partir daí é possível indicar prioridades e melhores estratégias de manejo para a sua conservação.

De um modo geral, os tipos de manejo para a conservação de uma espécie na natureza podem ser divididos entre os que interferem de forma indireta e os que atuam diretamente na espécie, por meio da captura e/ou manuseio de indivíduos. O manejo que atua de forma indireta visa a proteção do hábitat e de populações da espécie. Tal objetivo é atingido através da criação e implementação de unidades de conservação e do aumento e/ou melhoria do hábitat disponível para a espécie, através de recuperação de áreas degradadas, enriquecimento do hábitat e/ou plantio de corredores para conectar populações isoladas. O manejo direto visa o aumento e a manutenção da variabilidade genética da espécie através da liberação de animais em populações estabelecidas (suplementação ou *re-stocking*) e o aumento do número de indivíduos na natureza em programas de reintrodução e/ou translocação. A reintrodução é definida como a soltura de animais de qualquer origem em uma área onde a espécie foi extinta, enquanto a translocação é a transferência deliberada de indivíduos selvagens de uma área onde a espécie ocorre naturalmente para outra dentro de sua região de distribuição (Baker, 2002). No entanto, o termo reintrodução tem sido comumente usado em referência ao retorno de animais cativos para a natureza e a translocação como a movimentação de animais selvagens, independente do objetivo ser o repovoamento de áreas onde a espécie foi extinta ou a suplementação (e.g., Caldecott & Kavanagh, 1988; Chivers, 1991; Kierulff, 2000; Kierulff *et al.*, 2002; Kleiman, 1989; Konstant & Mittermeier, 1982; Stanley-Price, 1991; Strum & Southwick, 1986).

Os procedimentos indicados para reintroduções e translocações de primatas estão descritos na página da IUCN na internet (www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/reinte.htm). Muitos destes pro-

cedimentos são mais relevantes para indivíduos nascidos em cativeiro (reintroduzidos) do que para animais selvagens (translocados), enquanto outros são especialmente importantes para espécies ameaçadas que possuem um número limitado de fundadores. A necessidade de cada reintrodução e/ou translocação deve ser rigorosamente analisada e avaliada, considerando que são processos demorados, complexos e caros.

Uma análise de 34 artigos sobre translocações, incluindo cinco que descrevem aspectos gerais sobre o método e 29 sobre translocações de diferentes espécies, mostrou que esta técnica foi usada para: (a) repovoar áreas com espécies ameaçadas ou cinegéticas localmente extintas ou com baixas densidades, (b) resgatar populações ameaçadas, (c) evitar conflitos entre os animais e os seres humanos, (d) pesquisas científicas e (e) estabelecer programas de pesquisa médica (Kierulff, 2000).

Segundo Griffith *et al.* (1989), a translocação é um sucesso quando resulta numa população auto-suficiente em longo prazo, enquanto para Saltz & Rubenstein (1995), o sucesso reflete na reprodução e sobrevivência da população translocada. Em outras translocações o sucesso foi avaliado considerando a permanência dos animais na área de soltura e a estabilidade social. Em qualquer caso, uma translocação bem sucedida depende da qualidade do hábitat, incluindo a disponibilidade de recursos alimentares, sítios de reprodução, presença de predadores, caçadores e competidores na área entre outros. Outro fator importante é o conhecimento sobre a ecologia e o comportamento da espécie, a fim de possibilitar que os requisitos mínimos necessários para o estabelecimento de uma nova população estejam presentes. O número de animais e o tipo de soltura dependem das características da espécie – se territorial, com grupos sociais, etc., havendo a necessidade de seguir protocolos específicos. Por exemplo, se uma espécie vive em grupos familiares, famílias inteiras devem ser translocadas.

Uma tendência geralmente observada após uma translocação é um deslocamento anormal dos animais no novo ambiente, como conseqüência da desorientação causada pela soltura repentina numa área não familiar. Algumas vezes é necessário fazer uma soltura amparada (*soft-release*), para melhorar a qualidade do hábitat e fixar a espécie na nova área (Kierulff, 2000). Ações típicas de *soft-release* são distribuir abrigos artificiais e/ou oferecer suplementos alimentares (diferente do *hard-release*, onde os animais são soltos sem nenhuma suplementação).

Para Kleiman (1989), uma espécie de primata está apta e deve ser reintroduzida e/ou translocada quando cumprir os seguintes pré-requisitos: (a) população cativa de tamanho viável e auto-sustentável com animais "disponíveis", (b) hábitat disponível, (c) eliminação dos fatores que ameaçam a espécie no local de soltura, (d) estudos de viabilidade (equipe, logística, métodos, licenças, etc.), (e) escolha de uma área de soltura dentro da área de distribuição da espécie, mas afastada das populações selvagens nativas, (f) monitoramento de longa duração, (g) apoio das comunidades locais e (h) existência ou estabelecimento de um programa de educação ambiental.

Para alguns primatas brasileiros ameaçados de extinção, como *Alouatta belzebul* no Nordeste, *Leontopithecus rosalia* e *L. chrysopygus*, o manejo para a conservação incluiu a reintrodução e a translocação de grupos e/ou indivíduos. No caso de *Cebus xanthosternos*, por outro lado, a reintrodução ou a translocação para a formação de novas populações não são as melhores estratégias de conservação porque não existem animais cativos suficientes e são poucos os conhecimentos sobre a sua biologia e as suas necessidades de hábitat. Assim, o manejo atualmente recomendado para a conservação desta espécie inclui: (a) a eliminação da caça e do desmatamento, (b) a criação de mais áreas protegidas, (c) o desenvolvimento de pesquisas sobre ecologia, comportamento e genética, (d) o aumento da população em cativeiro e (e) a implantação de um programa de educação ambiental em sua área de ocorrência.

EXEMPLOS DE MANEJO PARA A CONSERVAÇÃO DE PRIMATAS NO BRASIL

Mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*)

Maria Cecília Martins Kierulff e Paula Procópio-de-Oliveira

Reintrodução

O mico-leão-dourado já foi considerado um dos primatas brasileiros mais ameaçados de extinção. Em 1969, Coimbra-Filho estimou uma população total de 600 indivíduos na natureza. Posteriormente, segundo Coimbra-Filho & Mittermeier (1977) e Magnanini (1978), a população selvagem de micos-leões-dourados era de apenas 100 a 200 indivíduos. A destruição das matas e a caça

visando o comércio foram as principais responsáveis por essas drásticas reduções.

Com o objetivo de aumentar o número de indivíduos na natureza, teve início um programa de reintrodução de micos-leões-dourados em 1984. De 1984 a 2000, 153 exemplares nascidos em cativeiro foram reintroduzidos em matas de propriedades particulares localizadas nos municípios de Silva Jardim e Rio Bonito. Os grupos receberam suplementação alimentar e água após a soltura (*soft-release*) e, inicialmente, um abrigo para dormir (Beck *et al*., 1986, 1991, 2002; Beck & Castro, 1994; Kierulff *et al*., 2002; Kleiman, 1989; Kleiman *et al*., 1991, 1994). Alguns meses após a reintrodução os suprimentos foram sendo gradualmente suprimidos e, apesar de variar o tempo necessário para que os grupos se tornassem completamente independentes, todos os indivíduos liberados na natureza sobreviveram sem qualquer suprimento após cinco anos (Kierulff *et al*., 2002).

Atualmente, a população reintroduzida ultrapassa os 500 indivíduos, os quais encontram-se distribuídos em mais de 70 grupos que ocupam cerca de 4500 ha de mata nas 26 propriedades que fazem parte do programa (Kierulff *et al.*, 2002; Martins & Beck, 2004). Esses indivíduos representam mais de um terço dos cerca de 1200 exemplares que hoje vivem livremente nos fragmentos florestais de Mata Atlântica da baixada costeira do Estado do Rio de Janeiro (Martins & Beck, 2004).

Translocação

O mico-leão-dourado ocorria em boa parte da Mata Atlântica da região costeira do Rio de Janeiro. A sua possível presença no litoral sul do Espírito Santo (Coimbra-Filho, 1969) nunca foi comprovada. O último levantamento da espécie, realizado em 1991-1992, mostrou que a distribuição de *L. rosalia* estava restrita a quatro municípios do Estado do Rio de Janeiro: Silva Jardim, Cabo Frio, Saquarema e Araruama (Kierulff, 1993). Um total de 562 indivíduos (109 grupos) foi encontrado sobrevivendo em quatro subpopulações: 361 indivíduos (70 grupos) na Reserva Biológica de Poço das Antas e nas matas vizinhas, 74 indivíduos (13 grupos) na encosta da Serra do Mar, 38 indivíduos (seis grupos) na Base Naval da Marinha Brasileira em Cabo Frio e 29 indivíduos (oito grupos) no Centro Hípico de Cabo Frio (atual Parque Municipal do Mico-Leão-Dourado). Além desses, foram encontrados 60 indivíduos (12 grupos) isolados em pequenos fragmentos de Mata Atlântica com tamanho variando de 20 a 250 ha (Kierulff, 1993).

Devido ao estado precário de conservação, ao tamanho pequeno e ao isolamento dessas áreas e às ameaças à sobrevivência dos indivíduos (como o desmatamento e a caça), o resgate desses grupos isolados e a sua translocação para uma área de mata maior e em melhor estado de conservação foram considerados prioritários para a conservação do mico-leão-dourado (Kierulff & Oliveira, 1996; Kierulff & Rylands, 2003).

A área escolhida para essa translocação foi a fazenda União, que apesar de ser localizada dentro da região original de distribuição de *L. rosalia*, não contou com registros da espécie durante o levantamento (Kierulff, 1993). A área possui 2400 ha de mata e fica entre os municípios de Rio das Ostras e Casimiro de Abreu. Antes de ser transformada em Reserva Biológica (em 1998), a fazenda União pertencia à Rede Ferroviária Federal S.A.. A proposta inicial era monitorar os grupos de micos-leões-dourados em suas áreas originais antes da translocação. O primeiro grupo, formado por um casal, estava num fragmento com cerca de 25 ha e, após 15 dias atravessando áreas de pastagens e usando dois fragmentos menores, o macho foi predado por um cão doméstico e a fêmea desapareceu. Em função desse imprevisto e do risco de desaparecimento de outros indivíduos, todos os outros grupos foram capturados e imediatamente translocados para a fazenda União (Kierulff, 2000; Kierulff & Oliveira, 1994, 1996).

De 1994 a 1997, seis grupos (43 indivíduos) oriundos daqueles fragmentos isolados foram soltos na fazenda União. Os grupos de *L. rosalia* foram capturados completos, à noite, dentro dos ocos de árvore, após se recolherem para dormir. Todos os animais foram anestesiados, medidos e tatuados, e dois ou três indivíduos de cada grupo receberam rádios-transmissores. Na manhã seguinte, os micos-leões-dourados foram colocados num pedaço de tronco simulando um oco natural usado pela espécie e transportados para a mata. Durante a soltura, os pesquisadores permaneceram escondidos e a porta do oco artificial foi aberta à distância através de uma corda fina. Os animais não receberam alimentação suplementar e foram diariamente monitorados por rádio-telemetria. Nenhum indivíduo morreu em conseqüência da captura ou da translocação. Inicialmente, para não interferir no comportamento dos grupos, as suas localizações eram feitas por triangulação, sendo a composição dos mesmos conferida pela manhã quando os indivíduos deixavam o local de dormida. Após a estabilização das áreas de vida, os micos-leões-dourados foram habituados aos observadores, permitindo a

aproximação para a coleta de dados (Kierulff, 2000; Kierulff & Oliveira 1994, 1996; Procópio-de-Oliveira, 2002).

Dez anos após a primeira translocação de micos-leões-dourados, a população da Reserva Biológica União é de aproximadamente 200 indivíduos distribuídos em cerca de 30 grupos; dos 43 indivíduos originais, nove ainda sobrevivem na população atual (Procópio-de-Oliveira *et al.*, 2005). Através da coleta e identificação dos vegetais consumidos pelos micos-leões-dourados foi organizada uma lista composta por mais de 150 espécies utilizadas na Reserva Biológica União (Procópio-de-Oliveira, 2002). As pesquisas com a população translocada têm gerado informações sobre ecologia alimentar, comportamento, delimitação de área de uso e preferência de hábitat, distribuição espacial e temporal de recursos alimentares utilizados, qualidade do hábitat na Reserva União e dispersão de sementes (Kierulff, 2000; Kierulff *et al*., 2002, Lapenta, 2002; Lapenta *et al*., 2003; Procópio-de-Oliveira, 2002; Procópio-de-Oliveira *et al*., 2003).

Logo após as solturas, novos grupos foram formados a partir de indivíduos que dispersaram dos grupos translocados, os quais ocuparam as áreas disponíveis na fazenda União. Inicialmente, as áreas de vida dos grupos foram maiores do que o normalmente observado para a espécie, mas foram diminuindo com o crescimento gradual da população. A população formada pela translocação apresenta comportamento, taxas de sobrevivência e taxas de reprodução similares aos encontrados na população nativa da Reserva Biológica de Poço das Antas (Kierulff, 2000), demonstrando que, nesse caso, o manejo foi bem sucedido.

Portanto, o uso destas técnicas de manejo contribuiu para o aumento da população e para o retorno do mico-leão-dourado para algumas regiões onde a espécie já estava extinta. Dos 1200 micos-leões-dourados hoje encontrados na natureza, aproximadamente 60% são provenientes de exemplares reintroduzidos ou translocados e de seus descendentes. Graças ao manejo, *L. rosalia*, antes incluído como CR pelas categorias da IUCN, hoje é considerado como EN (Brasil, IBAMA, 2003; IUCN, 2004).

Mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*)

Cristiana Saddy Martins e Cláudio B. Valladares-Padua

O mico-leão-preto, primata endêmico da Mata Atlântica do interior do Estado de São Paulo, foi considerado extinto do início do século XX

até a década de 1970, quando Adelmar Coimbra-Filho anunciou sua redescoberta na natureza na Reserva do Morro do Diabo (atualmente Parque Estadual), localizada no município de Teodoro Sampaio (Coimbra-Filho, 1976; Coimbra-Filho & Mittermeier, 1973). Logo depois foram iniciados os primeiros estudos com a espécie (Carvalho & Carvalho, 1989). A partir de 1991, Cláudio Valladares-Padua, liderando uma equipe do IPÊ (Instituto de Pesquisas Ecológicas) na região, desenvolveu um extenso programa de conservação para o mico-leão-preto (Forman *et al.*, 1987; Pádua, 1991; Valladares-Padua, 1987). Os resultados dos primeiros estudos confirmaram o estado de conservação da espécie como CR, principalmente devido à destruição de seu hábitat, a qual cria um cenário de populações pequenas e isoladas com baixa variabilidade genética (Rylands *et al*., 2002; Valladares-Padua, 1993).

Um programa integrado para a conservação do mico-leão-preto foi elaborado, incluindo ações tanto na natureza quanto no cativeiro, com o objetivo de resolver os problemas enfrentados pela espécie através do manejo da metapopulação (Ballou *et al*., 1998; Ballou & Valladares-Padua, 1997). Neste contexto, todas as populações conhecidas são genética e demograficamente manejadas como uma só metapopulação, através de reintroduções e translocações e o estabelecimento de conexões por corredores florestais.

O conhecimento gerado até 1997 foi compilado em um PHVA que resultou em três conclusões principais que referendaram os passos propostos para a conservação do mico-leão-preto: (a) necessidade de manejar as populações como uma metapopulação de modo a assegurar sua sobrevivência a longo-prazo, (b) necessidade de expandir e criar novas unidades de conservação nas áreas de ocorrência da espécie e (c) necessidade de estabelecer programas com as comunidades locais, visando o desenvolvimento sustentável e uma melhoria na sua qualidade de vida. Assim, de 1995 a 2000 foram realizadas duas translocações, duas reintroduções de grupos mistos e uma dispersão manejada de micos-leões-pretos (Martins, 2004; Médici *et al*., 2003; Valladares-Padua *et al.,* 2002).

Translocação

Os micos-leões-pretos translocados foram capturados na fazenda Rio Claro de propriedade da Duratex S.A.. A fazenda, localizada no município de Lençóis Paulista, possui 12000 ha, dos quais 1324 ha são cobertos por floresta. A população de micos-leões-pretos na área foi estimada em 44 indivíduos (Valladares-Padua & Cullen Jr., 1994).

Entre 1995 e 1998, dois grupos foram translocados para a fazenda Mosquito, localizada no município de Narandiba e que pertence ao Grupo Brascan do Brasil. A fazenda Mosquito possui 1344 ha de floresta em sua área de 14000 ha. O local não possuía a espécie até a vinda dos grupos translocados, apesar de estar na sua região de ocorrência original. A primeira translocação envolveu um grupo composto por um macho e uma fêmea adultos, um macho juvenil e uma fêmea filhote. O segundo grupo era composto por uma fêmea e dois machos adultos, um macho e uma fêmea sub-adultos e um macho filhote. Nas duas translocações os animais foram capturados para a coleta de material para exames sanitários e parasitológicos e posteriormente soltos. Após os resultados sanitários, os exemplares foram recapturados, transferidos para a fazenda Mosquito e monitorados mensalmente através de rádio-telemetria para a coleta de dados de ecologia e comportamento (Martins, 2004; Médici *et al*., 2003).

Depois de um ano do manejo, 80% dos micos-leões-pretos translocados sobreviveram e ambos grupos reproduziram com sucesso. Observou-se a dispersão de um macho adulto do segundo grupo translocado para o primeiro, onde o mesmo reproduziu. Os dados de ecologia e comportamento demonstraram que, em geral, os animais translocados despenderam significativamente menos tempo em alimentação, forrageio e deslocamento e mais tempo ao comportamento social quando comparados com um grupo selvagem não translocado. Por outro lado, os grupos translocados apresentaram o mesmo sucesso na captura de presas que os grupos não manejados. A avaliação dos parâmetros comportamentais e ecológicos para os micos-leões-pretos após a translocação sugere que os grupos tiveram sucesso na adaptação ao novo ambiente. As diferenças observadas foram devidas, provavelmente, a diferenças na qualidade dos hábitats antes e depois do manejo e a variações intra-específicas.

Reintrodução de grupos mistos

O segundo tipo de manejo utilizado foi a reintrodução de grupos mistos, formados pelo pareamento de animais selvagens e animais vindos do cativeiro. Duas reintroduções (em 1999 e 2000) envolveram a formação de grupos mistos. O primeiro grupo reintroduzido era formado por duas fêmeas selvagens da população do P. E. Morro do Diabo e um macho adulto vindo do Zoológico de Jersey. O segundo grupo era formado por dois machos (um subadulto e um adulto) do

Centro de Primatologia do Rio de Janeiro e uma fêmea selvagem do P. E. Morro do Diabo. Os grupos formados ficaram por um período médio de 20 dias no cativeiro antes da soltura no P. E. Morro do Diabo. O parque possui 37000 ha de área e uma população de *L. chrysopygus* estimada em 820 indivíduos (Valladares-Padua & Cullen Jr., 1994). Após a soltura, os animais foram monitorados diariamente com coleta de dados de ecologia e comportamento.

As duas reintroduções utilizaram machos com históricos distintos de criação, mas o pareamento com as fêmeas selvagens foi bem sucedido nos dois casos. Houve cópula no segundo par manejado, embora sem resultar em gravidez. O macho da primeira reintrodução, com quatro anos e meio de idade, sobreviveu por três meses e meio e foi predado, possivelmente por uma jaguatirica. No segundo manejo, o macho de dois anos e meio de idade sobreviveu por cinco meses e foi predado, e o outro, com um ano e meio de idade, sobreviveu sete meses em vida livre e morreu de causa desconhecida. Os animais reintroduzidos despenderam menos tempo em alimentação, forrageio e deslocamento e mais tempo descansando em comparação com os grupos selvagens e o seu sucesso de captura de presas foi menor. Embora os animais reintroduzidos não tenham sobrevivido, em menos de sete meses foi observado um aumento gradual no tempo dedicado ao forrageio e no deslocamento dos indivíduos do segundo grupo. Esta observação sugere aprendizado social (Galef, 1996), ou seja, a aquisição de determinado comportamento influenciado pela interação com os pares selvagens.

Dispersão manejada

A terceira técnica utilizada foi a dispersão manejada de um par de machos de mico-leão-preto. Neste manejo, realizado em 1999 no P. E. Morro do Diabo, dois sub-adultos foram capturados e soltos na mesma população, mas em território distante do original, sendo monitorados semanalmente através de rádio-telemetria. Logo após serem soltos, os dois machos se juntaram a outro que estava dispersando naturalmente. Não foi possível coletar dados sistemáticos de ecologia e comportamento e os dois animais manejados morreram após três e oito meses, respectivamente, possivelmente por estresse. O macho selvagem que se juntou ao grupo também veio a óbito. Observações não-sistemáticas demonstram uma mortalidade naturalmente alta para machos dispersando (C. B. Valladares-Padua, dados não publicados).

Como técnica de manejo para o mico-leão-preto, a dispersão manejada não foi bem sucedida.

Conclusão

Os três tipos de manejo realizados neste estudo objetivaram verificar qual o mais viável para ser utilizado no programa de manejo de metapopulação do mico-leão-preto. Cada uma das técnicas apresentou potencialidades e desafios, mas ficou evidente a importância de pesquisas em ecologia e comportamento da espécie para a avaliação do sucesso do manejo.

Na translocação, os animais realizaram as atividades necessárias à sua sobrevivência (localizar alimento e abrigo, estabelecer um território, reproduzir-se), e as diferenças de comportamento após a translocação provavelmente refletem variações intra-específicas e de hábitat. Além disso, houve migração e reprodução dos animais, configurando o fluxo gênico necessário ao manejo de metapopulação.

A reintrodução de grupos mistos (fêmeas selvagens e machos criados em cativeiro) não foi bem sucedida, pois os machos morreram antes de se reproduzirem com as fêmeas selvagens, apesar de ter sido observada cópula no casal da segunda reintrodução. Sob o ponto de vista de adaptação ao meio, houve alteração de comportamento (forrageio e deslocamento) na direção dos padrões selvagens mais típicos, conforme constatado na segunda reintrodução.

A dispersão manejada, apesar de envolver animais selvagens e, portanto, com o repertório comportamental para sobreviver no ambiente selvagem, também não foi bem sucedida. Como conclusão geral, a translocação foi a técnica de manejo mais promissora para o manejo de grupos selvagens de *L. chrysopygus*. A reintrodução mista e a dispersão manejada necessitam de maior investigação e delineamento (Martins, 2004).

O atual estado de conservação do mico-leão-preto ainda é CR, mas os resultados adquiridos nestas duas décadas de estudo e manejo sugerem um novo cenário para a espécie. O manejo da metapopulação pode assegurar a sua sobrevivência em longo prazo, desde que novas etapas sejam estabelecidas com constante avaliação e revisão do que já foi aprendido. É possível que no futuro próximo o estado de conservação da espécie melhore como conseqüência do programa desenvolvido.

Guariba-de-mãos-ruívas (*Alouatta belzebul belzebul*)

Simone Porfírio e Marcelo Marcelino de Oliveira

Alouatta belzebul é endêmica do Brasil, ocorrendo nos estados do Amazonas, Pará, Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Alagoas (Bonvicino *et al*., 1989). Embora considerado exclusivamente amazônico por muitos autores (e.g., Neville *et al.*, 1988; Nowak, 1991), *A. belzebul* foi assinalado para o nordeste do Brasil (Pernambuco) por Marcgrave, já em 1648 (Langguth *et al*., 1987). Após 340 anos sem registros para essa região, Langguth *et al*. (1987) redescobriram-na em fragmentos de Mata Atlântica nos estados de Alagoas e Paraíba.

Rylands & Brandon-Jones (1998) consideram esta espécie como dividida em três subespécies: *A. b. belzebul, A. b. ululata* e *A. b. discolor*. As duas primeiras ocorrem na região Nordeste, mas a abrangência de suas populações silvestres é desconhecida. Para *A. b. belzebul* são conhecidas duas populações no Rio Grande do Norte, doze animais em Pernambuco e duas áreas de ocorrência em Alagoas e sete na Paraíba.

Diante da possibilidade de extinção das populações nordestinas de *A. belzebul*, o IBAMA e a Fundação Biodiversitas, apoiados por outras organizações públicas e não-governamentais (Conservation International, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Margot Marsh Biodiversity Foundation e Universidade Federal da Paraíba), criaram o projeto "Guaribas do Nordeste" com o intuito de aumentar as populações protegidas através do manejo por translocação e reintrodução de grupos mistos (formados por animais silvestres e cativos).

A translocação dos guaribas envolveu duas unidades de conservação no Estado da Paraíba. Os animais foram capturados na Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Pacatuba (266 ha), localizada no município de Sapé, e soltos a 35 km dali, na Reserva Biológica Guaribas (4321 ha), no município de Mamanguape onde não havia população de *A. b. belzebul*. Um grupo composto por 16 animais foi acompanhado durante 14 meses na RPPN Pacatuba para conhecimento de sua ecologia e comportamento e para o planejamento da translocação de parte do mesmo.

Em fevereiro de 2000, quatro animais foram capturados para serem soltos na Reserva Biológica Guaribas, área maior e mais protegida. A captura durou cinco dias, sendo três animais capturados no primeiro dia

e um no último. Os quatro guaribas capturados (um macho adulto, uma fêmea adulta com seu filhote macho e uma fêmea jovem) foram examinados e a fêmea adulta recebeu um colar com rádio-transmissor. Em seguida, os animais foram colocados em caixas de contenção e levados para gaiolões na área de soltura, onde ficaram presos para averiguação da saúde e o funcionamento do rádio-colar. Os gaiolões foram montados numa área de pouca visitação, a fim de diminuir o estresse dos animais.

Após uma semana, os animais foram libertados. O macho foi o primeiro animal a sair do recinto, na direção norte. A fêmea jovem saiu em seguida na direção oeste. A fêmea adulta não quis deixar o recinto e, portanto, seu filhote foi usado como isca. Após alguns minutos, ela ficou agitada e saiu na direção leste, deixando o filhote para trás.

Este grupo foi formado por animais capturados ao acaso, à exceção do macho, escolhido por ser o líder do grupo original e o qual acreditava-se que poderia guiar os outros indivíduos para fontes de alimento. A fissão deste grupo pode ter várias causas, dentre elas o estresse da captura, o grande número de pessoas presentes na soltura, o pequeno intervalo de tempo entre a captura e a soltura e a contenção em gaiolas separadas. Ela pode ter ocorrido também por ser natural a dispersão quando há oportunidade de novos acasalamentos. Padrão semelhante ocorreu em translocações de guaribas na América Central e do Sul (Ostro *et al*., 1999; Richard-Hansen *et al*., 2000), onde as fêmeas também deixaram o grupo original.

O filhote abandonado pela mãe no momento da translocação (fevereiro de 2000) foi aquecido, alimentado e estimulado a explorar o ambiente e seguir a dieta da espécie. Aos poucos, foi afastado do contato humano e mantido numa gaiola que foi progressivamente aberta, em regime de semi-cativeiro. Em março de 2002, quando já tinha um ano e quatro meses, os outros indivíduos vocalizaram na mata e observou-se que ele respondia às vocalizações. Cerca de 20 dias depois ele não mais retornou ao gaiolão.

A fêmea adulta foi seguida através do sinal do rádio-transmissor. Ela se deslocou por 377 ha em 59 dias, ou seja, cerca de 6,4 ha por dia. Em outubro do mesmo ano ela foi recapturada para troca do colar e uma nova tentativa de re-agrupamento dos indivíduos foi possível. Nessa ocasião, o seu filhote ainda estava no cativeiro e foi solto junto com o grupo, mas não os acompanhou e retornou ao cativeiro.

O macho adulto, quando recapturado para a tentativa de re-agrupamento, recebeu um rádio-transmissor colocado na forma de

"coleira de tórax", que foi desenvolvida para permitir o monitoramento sem agredir o osso hióide. Nessa soltura, o macho adulto permaneceu próximo à sede por quatro dias. Foi mais uma vez capturado e solto próximo à fêmea, a qual se afastou dele na direção leste. Esses animais foram monitorados por seis meses através dos rádios até o término das baterias (junho de 2001).

Nessa mesma época, um outro macho adulto apreendido pelo IBAMA foi mantido cativo à espera de uma fêmea para acasalar. Em abril de 2002, uma fêmea de cativeiro chegou e foi mantida separada até que fossem observadas interações amistosas através das telas. Após dois meses, as gaiolas foram interligadas e os animais acasalaram. Com a confirmação da gestação, o casal foi reintroduzido na REBIO Guaribas, passando a ocupar a área ao redor dos gaiolões. Até março de 2004, a REBIO possuía cerca de dez indivíduos de *A. b. belzebul*. Em fevereiro de 2005, uma fêmea jovem, um macho jovem e um filhote macho estavam no cativeiro na REBIO à espera de um animal adulto silvestre para serem liberados juntos.

Uma translocação não deve ser realizada através de uma única soltura de poucos animais. Novas translocações ou reintroduções são necessárias para permitir um incremento populacional, podendo ser usados grupos mistos formados por guaribas-de-mãos-ruívas apreendidos e animais provenientes do cativeiro. A situação atual dos guaribas no Nordeste não é conhecida, mas a primeira medida para a sua conservação já foi tomada. Os próximos passos são frear a destruição dos hábitats, conectar as áreas de mata por corredores, conduzir um levantamento das populações nordestinas e realizar o seu monitoramento e manejo.

CONCLUSÃO GERAL

O número de espécies de primatas ameaçados tem aumentado continuamente devido ao desmatamento, à caça e ao comércio ilegal. No entanto, ainda são poucos os programas de manejo que envolvem translocações e reintroduções. Essas técnicas são caras, exigem um monitoramento intensivo pré- e pós-soltura e nem sempre alcançam o sucesso desejado. Além disso, as intervenções devem ser específicas e o manejo ideal para uma espécie pode não servir para outra. Atualmente, a maioria das solturas de animais é feita sem critérios, sem planejamento e sem qualquer acompanhamento. As conseqüências

dessa prática imprópria podem ser desastrosas, tanto para os animais soltos, quanto para as populações locais da mesma espécie, as quais podem ser comprometidas se alguma doença for introduzida. Da mesma forma, conseqüências negativas podem suceder a introdução sem controle de um competidor, de um predador ou de uma espécie invasora. Assim, mais pesquisas são necessárias para ampliar o conhecimento da ecologia e do comportamento dos primatas, aumentando as chances de sucesso de reintroduções e translocações. Enquanto melhores técnicas de manejo são desenvolvidas, mais áreas e mais populações precisam ser protegidas para garantir a sobrevivência dos primatas brasileiros em longo prazo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todas as pessoas e instituições que contribuíram, apoiaram e financiaram os projetos de conservação de *Leontopithecus rosalia*, *Leontopithecus chrysopygus* e *Alouatta belzebul* e aos funcionários e estagiários do IBAMA, Juciara E. Pelles, Jair M. Tostes, Roberto C. Borges, Rodrigo A. L. Santos, pelo levantamento das informações sobre o comércio e apreensão de primatas no Brasil. A Renato S. Bérnils pelo auxílio na redação e revisão do manuscrito.

BIBLIOGRAFIA

Baker, L.R. (2002) Guidelines for nonhuman primate re-introductions. *Newsletter, Re-Introduction Specialist Group of IUCN's Species Survival Commission* 21.

Ballou, J.D. (1990) Small population overview. In: *Leontopithecus: Population Viability Analysis Workshop Report* (U.S. Seal, J.D. Ballou & C.B. Valladares-Padua, eds.), IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, pp. 56-66.

Ballou, J.D. & Valladares-Padua, C.B. (1997) Population extinction model of lion tamarins in currently protected areas. In: *Population and Habitat Viability Assessment for the Lion Tamarins of Brazil (*Leontopithecus*): Briefing Book*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley.

Ballou, J.D., Lacy, R.C. & Ellis, S. (eds.) (1998) Leontopithecus *II: The Second Population and Habitat Viability Assessment for Lion*

*Tamarins (*Leontopithecus*): Final Report.* IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley.

Beck, B.B. & Castro, M.I. (1994) Environments for endangered primates. In: *Naturalistic Captive Environments for Animal Behavior Research* (E.F. Gibbons, E.J. Wyers, E. Waters & E.W. Menzel Jr., eds.). State University of New York Press, Albany, pp. 259-270.

Beck, B.B., Castro, M.I., Stoinski, T.S. & Ballou, J. (2002) The effects of pre-release environments on survivorship in golden lion tamarins. In: *Lion Tamarins: Biology and Conservation* (D.G. Kleiman & A.B. Rylands, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 283-300.

Beck, B.B., Dietz, J.M., Kleiman, D.G., Castro, M.I., Lemos de Sá, R.M. & Luz, V.L. (1986) Projeto Mico-Leão. IV. Reintrodução de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1776) (Callitrichidae, Primates) de cativeiro para seu ambiente natural. In: *A Primatologia no Brasil – 2* (M.T. de Mello, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 243-249.

Beck, B.B., Kleiman, D.G., Dietz, J.M., Castro, M.I., Carvalho, C., Martins, A. & Rettberg-Beck, B. (1991) Losses and reproduction in reintroduced golden lion tamarins. *Dodo* 27:50-61.

Bonvicino, C.R., Langguth, A. & Mittermeier, R.A. (1989) A study of pelage color and geographic distribution in *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae). *Revista Nordestina de Biologia* 6:139-148.

Brasil, Ibama (2003) *Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília. Disponível em http://www.ibama.gov.br/fauna/downloads/lista%20spp.pdf, acessado em 10 de abril de 2005.

Brasil, MMA (2000) *Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.

Caldecott, J.O. & Kavanagh, M. (1988) Strategic guidelines for nonhuman primate translocation. In: *Translocation of Wild Animals* (L. Nielsen & R.D. Brown, eds.). Wisconsin Humane Society, Milwaukee, pp. 64-75.

Carvalho, C.T. & Carvalho, C.F. (1989) A organização social dos sauis-pretos *Leontopithecus chrysopygus* em Teodoro Sampaio, SP. *Revista Brasileira de Zoologia* 6:707-717.

Chivers, D. J. (1991) Guidelines for re-introductions: Procedures and problems. In: *Beyond Captive Breeding: Re-Introducing Endangered*

Mammals to the Wild (J.H.W. Gipps, ed.). *Symposia of the Zoological Society of London* 62:89-99.

Coimbra-Filho, A.F. (1969) Mico-leão, *Leontideus rosalia* (Linnaeus, 1766), situação atual da espécie no Brasil (Callitrichidae - Primates). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 41 (supl.):29-52.

Coimbra-Filho, A.F. (1976) Os sagüis do gênero *Leontopithecus* Lesson, 1840 (Callithricidae - Primates). Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (1973) Distribution and ecology of the genus *Leontopithecus* Lesson, 1840 in Brazil. *Primates* 14:47-66.

Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (1977) Conservation of the Brazilian lion tamarins *Leontopithecus rosalia*. In: *Primate Conservation* (H.S.H. Prince Rainier IV & G. Bourne, eds.). London, Academic Press, pp. 59-94.

Eisenberg, J.F. (1980) The density and biomass of tropical mammals. In: *Conservation Biology - An Evolutionary/Ecological Perspective* (M.E. Soulé & B.A. Wilcox, eds.). Sinauer Associates, Sunderland, pp. 35-55.

Forman, L., Kleiman, D.G., Dietz, J.M., Valladares-Padua, C.B. & O'Brien, S. (1987) Genetic variation in *Leontopithecus*, a critically endangered polytypic primate. *Genetica* 73:179.

Franklin, I. R. (1980) Evolutionary change in small populations. In: *Conservation Biology - An Evolutionary/Ecological Perspective* (M.E. Soulé & B.A. Wilcox, eds.). Sinauer Associates, Sunderland, pp. 135-149.

Gilpin, M.E. & Soulé, M.E. (1986) Minimum viable populations: Processes of species extinction. In: *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (M.E. Soulé, ed.). Sinauer Associates, Sunderland, pp. 19-34.

Goodman, D. (1987) The demography of chance extinction. In: *Viable Populations for Conservation* (M.E. Soulé, ed.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 11-34.

Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. & Reed, C. (1989) Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245:477-480.

IUCN (2004) *2004 IUCN Red List of Threatened Species.* The World Conservation Union (IUCN), Gland. Disponível em http://www.redlist.org/, acessado em 10 de abril de 2005.

Kierulff, M.C.M. (1993) Uma avaliação das populações silvestres de mico-leão-dourado, *Leontopithecus rosalia*, e uma proposta de estratégia para a conservação da espécie. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Kierulff, M.C.M. (2000) Ecology and behavior of translocated golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). PhD thesis, University of Cambridge, Cambridge.

Kierulff, M.C.M & Oliveira, P.P. (1994) Habitat preservation and the translocation of threatened groups of golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. *Neotropical Primates* 2 (suppl.):15-18.

Kierulff, M.C.M. & Oliveira, P.P. (1996) Re-assessing the status and conservation of golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia* in the wild. *Dodo* 32:98-115.

Kierulff, M.C.M. & Rylands, A.B. (2003) Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 59:29-44.

Kierulff, M.C.M, Procópio-de-Oliveira, P., Beck, B.B. & Martins, A.F. (2002) Re-introduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In: *Lion Tamarins: Biology and Conservation* (D.G. Kleiman & A.B. Rylands, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 271-282.

Kierulff, M.C.M, Santos, G.R., Canale, G., Guidorizzi, C.E. & Cassano, C. (2004) The use of camera-traps in a survey of the buff-headed capuchin monkey, *Cebus xanthosternos*. *Neotropical Primates* 12: 56-59.

Kleiman, D.G. (1989) Re-introduction of captive mammals for conservation: guidelines for reintroducing endangered species into the wild. *Bioscience* 39:152-161.

Kleiman, D.G., Beck, B.B., Dietz, J.M. & Dietz, L.A. (1991) Costs of a re-introduction and criteria for success: accounting and accountability in the Golden Lion Tamarin Conservation Program. In: *Beyond Captive Breeding: Reintroducing Endangered Mammals to the Wild* (J.H.W. Gipps, ed.). *Symposia of the Zoological Society of London* 62:125-142.

Kleiman, D.G., Stanley Price, M.R. & Beck, B.B. (1994) Criteria for reintroductions. In: *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals* (P.J.S. Olney, G.M. Mace & A.T.C. Feistner, eds.). Chapman and Hall, London, pp. 287-303.

Konstant, W.R. & Mittermeier, R.A. (1982) Introduction, reintroduction and translocation of Neotropical primates: past experiences and future possibilities. *International Zoo Yearbook* 22:69-77.

Lacy, R.C. (2005) Vortex: a stochastic simulation of the extinction process - Version 9. Users Manual. Disponível em http://www.cbsg.org/toolkit/vortex.scd, acessado em 23 de fevereiro de 2005.

Langguth, A., Teixeira, D.M., Mittermeier, R.A. & Bonvicino, C. (1987) The red-handed howler monkey in Northeastern Brazil. *Primate Conservation* 8:36-39.

Lapenta, M.J. (2002) O mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) como dispersor de sementes na Reserva Biológica União/IBAMA, Rio das Ostras, RJ. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

Lapenta, M.J., Procópio-de-Olivera, P., Kierulff, M.C.M. & Motta-Junior, J.C. (2003) Fruit exploitation by golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ - Brazil. *Mammalia* 67:41-46.

Lima, M.G. (1990) Uma proposta para a conservação dos primatas da Mata Atlântica do sul da Bahia. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

Lynch, M. (1997) Inbreeding depression and out breeding depression. In: *Genetic effects of straying of non-native hatchery fish into natural populations: Proceedings of the Workshop* (W. Stewart Grant, ed.). U.S. Dept. Comm., NOAA Tech Memo, NMFS–NWFSC-30, Seattle, pp. 73-83.

Machado, A.B.M., Martins, C.S. & Drummond, G.M. (2005) *Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Incluindo as Espécies Quase Ameaçadas e Deficientes em Dados*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Magnanini, A. (1978) Progress in the development of Poço das Antas Biological Reserve for *Leontopithecus rosalia rosalia* in Brazil. In: *The Biology and Conservation of the Callitrichidae* (D.G. Kleiman, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 131-136.

Martins, A.F. & Beck, B.B. (2004) Uso da técnica de reintrodução de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) como ferramenta para a conservação da espécie. In: *Resumos do XXV Congresso Brasileiro de Zoologia*. Sociedade Brasileira de Zoologia, Porto Alegre.

Martins, C.S. (2004) Conservação do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*): três tipos de manejo avaliados através da ecologia e

comportamento. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Médici, E.P., Rylands, A.B., Valladares-Padua, C.B. & Martins, C.S. (2003) Translocation as a metapopulation management tool for the black lion tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*. *Primate Conservation* 19:23-31.

Mittermeier, R.A., Valladares-Padua, C.B., Rylands, A.B., Eudey, A.A., Butynski, T.M., Ganzhorn, J.U., Kormos, R., Aguiar, J.M. & Walker, S. (eds.) (2005) *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2004–2006 Report*. IUCN/SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society & Conservation International, Washington.

Neville, M.K., Glander, K.E., Braza, F. & Rylands, A.B. (1988) The howling monkeys, genus *Alouatta*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, Vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, pp. 349-453.

Nowak, R.M. (1991) *Walker's Mammals of the World*. 5th edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Ostro, L.E.T., Silver, S.C., Koontz, F.W., Young, T.P. & Horwich, R.H. (1999) Ranging behavior of translocated and established groups of black howler monkeys *Alouatta pigra* in Belize, Central America. *Biological Conservation* 87:181-190.

Padua, S. (1991) Minimum costs/maximum benefits - the establishment of an environmental education program for the Morro do Diabo State Park. In: *I Pan American Congress on Conservation of Wildlife through Education (Caracas, 1990)*. New York Zoological Society, New York, p. 12.

Peres, C.A. (2001) Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazon forest vertebrates. *Conservation Biology* 15:1490-1505.

Procópio-de-Oliveira, P. (2002) Ecologia alimentar, dieta e área de uso de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) translocados e sua relação com a distribuição espacial e temporal de recursos alimentares na Reserva Biológica União, RJ. Tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Procópio-de-Oliveira, P., Kierulff, M.C.M., Pinto, S.J.R., Veruli V.P. & Lapenta, M.J. (2005) Dez anos do programa de translocação: uma avaliação do sucesso reprodutivo da população de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) da Reserva Biológica União, RJ.

In: *Programa e Livro de Resumos: XI Congresso Brasileiro de Primatologia* (J.C. Bicca-Marques, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Porto Alegre, p. 155.

Procópio-de-Oliveira, P., Veruli, V.P. & Kierulff, M.C.M. (2003) Estrutura do habitat na Reserva Biológica União. In: *III Simpósio sobre Micos-Leões: Livro de Resumos*. Centro de Proteção de Primatas Brasileiros/IBAMA Teresópolis, p. 51.

Richard-Hansen, C., Vié, J.C. & Thoisy, B. (2000) Translocation of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in French Guiana. *Biological Conservation* 93:247-253.

Robinson, J.G. (1996) Hunting wildlife in forest patches: An ephemeral resource. In: *Forest Patches in Tropical Landscapes* (J. Schellas & R. Greenberg, eds.). Island Press, London, pp. 111-130.

Rylands, A.B. & Brandon-Jones, D. (1998) The scientific nomenclature of the red howlers from the northeastern Amazon in Brazil, Venezuela and the Guianas. *International Journal of Primatology* 19: 879-905.

Rylands, A.B., Kierulff, M.C.M. & Pinto, L.P.S. (2002) Distribution and status of lion tamarins. In: *Lion Tamarins: Biology and Conservation* (D.G. Kleiman & A.B. Rylands, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 42-70.

Rylands, A.B., Mittermeier, R.A. & Rodríguez-Luna, E. (1995) A species list for the New World Primates (Platyrrhini): distribution by country, endemism, and conservation status according to the Mace-Lande System. *Neotropical Primates* 3 (suppl.):111-160.

Saltz, D. & Rubenstein, D. (1995) Population dynamics of a reintroduced Asiatic wild ass (*Equus hemionus*) herd. *Ecological Applications* 5:327-335.

Shaffer, M. (1987) Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: *Viable Populations for Conservation* (M.E. Soulé, ed.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 69-86.

Soulé, M.E. (1987) Introduction. In: *Viable Populations for Conservation* (M.E. Soulé, ed.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1-10.

Stanley-Price, M.R. (1991) A review of mammal re-introductions, and the role of the Re-introduction Specialist Group of IUCN/SSC. In: *Beyond Captive Breeding: Re-introducing Endangered Mammals to the Wild* (J.H.W. Gipps, ed.). *Symposia of the Zoological Society of London* 62:9-25.

Strum, S.C. & Southwick, C.H. (1986) Translocation of primates. In: *Primates: The Road to Self-Sustaining Populations* (K. Benirschke, ed.). Springer Verlag, New York, pp. 949-957.

Thompson, G.G. (1991) Determining Minimum Viable Populations under the Endangered Species Act. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS F/NWC-198.

Valladares-Padua, C.B. (1987) Black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*): status and conservation. Dissertação de mestrado, University of Florida, Gainesville.

Valladares-Padua, C.B. (1993) Ecology, behavior and conservation of the black lion tamarin *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823). PhD thesis, University of Florida, Gainesville.

Valladares-Padua, C.B., Ballou, J.D., Martins, C.S. & Cullen Jr., L. (2002) Metapopulation management for the conservation of black lion tamarins. In: *Lion Tamarins*: *Biology and Conservation* (D.G. Kleiman & A.B. Rylands, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 301-314.

Valladares-Padua, C.B. & Cullen Jr., L. (1994) Distribution, abundance and minimum viable metapopulation of the black lion tamarin *Leontopithecus chrysopygus*. *Dodo* 30:80-88.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 101-118

Ecologia, comportamento e manejo de primatas invasores e populações-problema

Cristina V. Santos, Márcio M. de Morais Jr.[1],
Marcelo M. de Oliveira[2], Sandra B. Mikich[3],
Carlos R. Ruiz-Miranda[1] & Karina Puhlmann da Luz Moore

[1] Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
[2] Centro de Proteção de Primatas Brasileiros/IBAMA
[3] Embrapa Florestas

RESUMO

Dentre os primatas brasileiros encontramos espécies invasoras, espécies em desequilíbrio populacional e espécies com populações-problema. Uma vez que representam uma ameaça real ou potencial à diversidade biológica, à agricultura ou à silvicultura, a situação dessas espécies necessita ser revertida através de propostas de manejo legalmente amparadas e baseadas em estudos biológicos. Fazem parte deste conjunto de espécies, *Callithrix jacchus* (sagüi-do-nordeste), *Callithrix penicillata* (sagüi-do-cerrado) e, potencialmente, *Cebus nigritus* (macaco-prego), para as quais alguns estudos sobre seus impactos, bem como a elaboração de propostas de manejo, já estão em andamento. Estudos com sagüis invasores apontam que: (a) eles podem competir por refúgio e alimento com as espécies nativas em geral, além

* Endereço para correspondência: Cristina Valéria Santos, R. Haroldo Soares Glavan, 3522, Florianópolis, SC, 88050-005, Brasil, Email: sagui@cfh.ufsc.br

de serem potenciais reservatórios de agentes patogênicos, (b) sua presença pode resultar no aumento da oferta de goma para micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) e (c) apesar de serem vistos como os principais predadores de ovos de aves pela população da Ilha de Santa Catarina, um experimento com ninhos artificiais revelou que pequenos roedores e marsupiais são os principais predadores de ovos. No caso de *C. nigritus,* estudos em andamento no Estado do Paraná sobre os danos causados por esta espécie a lavouras de milho, a plantios florestais de *Pinus* spp. e a populações de aves e do palmiteiro (*Euterpe edulis*, Arecaceae), apontam-na como uma potencial espécie-problema.

Palavras-chave: competição, predação, danos econômicos, legislação, conservação, *Callithrix* spp., *Cebus nigritus*, *Leontopithecus rosalia*

ABSTRACT

Among the Brazilian primates there are invasive species, species with populations in disequilibrium, and species with problem-populations. Because these species pose actual or potential threats to biological diversity, and agriculture or silviculture projects, their status needs to be changed by legally and biologically supported management programs. This group of species includes *Callithrix jacchus* (common marmoset), *Callithrix penicillata* (black tufted-ear marmoset) and, likely, *Cebus nigritus* (black-horned capuchin monkey). Studies of their impact on the native species and the development of management proposals are just beginning. Research on invasive marmosets has shown that (a) they may compete for refuge and food resources with native species and are potential reservoirs of pathogens, (b) their presence may increase the availability of exudates to golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) and (c) despite their popular fame as major bird nest (egg) predators by the people from Ilha de Santa Catarina, an experimental study using artificial nests revealed small rodents and marsupials were the principal nest predators. Regarding *C. nigritus*, studies currently underway in the State of Paraná on capuchin damage to corn and *Pinus* spp. plantations, and to bird and heart-of-palm (*Euterpe edulis*, Arecaceae) populations suggest these primates are a potential problem-species.

Key words: competition, predation, economic costs, legislation, conservation, *Callithrix* spp., *Cebus nigritus*, *Leontopithecus rosalia*

INTRODUÇÃO

Segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2003), espécie invasora é definida como uma espécie exótica que se estabelece em um hábitat natural ou seminatural, sendo agente de mudanças e ameaça à diversidade nativa. As espécies invasoras são, atualmente, vistas como um elemento significativo nas mudanças ambientais globais (Vitousek *et al.,* 1996) e como a segunda maior ameaça à diversidade biológica (Vermeij, 1996). Muitos trabalhos têm relatado o impacto das espécies invasoras sobre as espécies nativas e a estrutura das comunidades (Williamson, 1996). Na maioria dos casos, a invasão é resultado de ações antrópicas intencionais ou acidentais. A introdução de espécies pode aumentar os riscos de extinção de espécies nativas devido à predação, à competição, à transmissão de doenças e à hibridação (Elton, 1958). O grau de ameaça de espécies introduzidas é mais acentuado quando atinge populações pequenas e localizadas em áreas degradadas (Ballou *et al.*, 1995; Woodroffe & Ginsberg, 1998), fato comum em vários biomas brasileiros. O sucesso da adaptação das espécies invasoras a um novo ambiente depende de vários fatores, tornando incerta a predição dos seus possíveis impactos sobre os organismos nativos.

ESTUDOS COM PRIMATAS FORA DE SUA ÁREA DE OCORRÊNCIA ORIGINAL

Segundo Williamson (1996), antes de prever os potenciais impactos dos invasores é essencial determinar sua fase no processo de invasão (chegada, estabelecimento, dispersão e integração) e entender os fatores que mais influenciam o seu sucesso. Na fase de chegada são considerados fatores como número de eventos e indivíduos introduzidos, origem e também veículo de invasão. Particularmente, o número de indivíduos, a origem e a diversidade genética são determinantes para o sucesso da invasão. Na fase de estabelecimento

são levantadas questões sobre a sustentabilidade da população. Uma população é auto-sustentável quando não depende de novas introduções e a taxa de natalidade iguala ou supera a de mortalidade. Quando uma população invasora é auto-sustentável e está ampliando sua distribuição, esta se encontra na fase de dispersão. Vários métodos de modelagem podem ser utilizados para prever a taxa de dispersão, amplamente influenciada pelas variáveis do hábitat. Uma vez que a espécie invasora tenha se tornado residente, estabelecendo relações ecológicas com espécies nativas, a invasão se encontra na fase de integração.

A seguir são apresentados resultados de três estudos envolvendo quatro espécies de primatas. O primeiro envolve interações ecológicas de *Callithrix jacchus* e *C. penicillata* com populações de *Leontopithecus rosalia* no Estado do Rio de Janeiro. O segundo investiga a existência de potenciais impactos da introdução de três espécies de sagüis (*C. jacchus*, *C. penicillata* e *C. geoffroyi*) à avifauna da Ilha de Santa Catarina, SC. O terceiro apresenta resultados de pesquisas realizadas no Estado do Paraná sobre o impacto de *Cebus nigritus* em plantios comerciais de *Pinus* spp. e nas populações de aves e do palmiteiro (*Euterpe edulis*, Arecaceae) em remanescentes da Floresta Atlântica.

Os sagüis (*Callithrix jacchus* e *C. penicillata*) introduzidos nas áreas de dispersão e reintrodução do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*)

Callithrix jacchus e *C. penicillata* são espécies amplamente introduzidas no Estado do Rio de Janeiro (Cerqueira *et al.,* 1998; Ruiz-Miranda *et al.,* 2000) que possuem várias características biológicas que potencializam o sucesso de sua introdução em novos ambientes. São animais com hábitos alimentares generalistas e alta taxa de reprodução para primatas, a qual se dá através da geração de gêmeos, até duas vezes por ano e da longa temporada reprodutiva (Rylands & Faria, 1993). O sistema social de cuidado cooperativo dos filhotes e a falta de predadores, fato comum em pequenos fragmentos, aumentam sua probabilidade de sobrevivência nestes ambientes (Ferrari, 1993).

Os sagüis estão presentes em grande parte da área de ocorrência atual de *L. rosalia* (Ruiz-Miranda *et al.,* 2000). Levantamentos realizados em 1999 confirmaram a presença de sagüis em 10 das 25 fazendas que participam do programa de reintrodução do mico-leão-

dourado; em 2004 já eram 16 fazendas com *Callithrix* spp.. Entrevistas indicaram a ocorrência de sagüis desde 1985 em algumas fazendas, mas em outras fica evidente que estes animais apareceram recentemente. Até o presente, não há grupos de sagüis estabelecidos na Reserva Biológica de Poço das Antas ou na Reserva Biológica União. Técnicos da Associação Mico-leão-dourado avistaram sagüis apenas duas vezes na REBIO Poço das Antas e um sagüi foi capturado na REBIO União. Levantamentos subseqüentes com *playbacks* não detectaram a presença de sagüis, ou seja, aparentemente os sagüis não obtiveram sucesso nestas áreas.

Assim, é de extrema importância avaliar o sucesso ecológico das espécies introduzidas. A abundância destes animais, por exemplo, deve refletir seu sucesso. Apesar de censos ainda estarem sendo desenvolvidos, estudos preliminares em um fragmento de aproximadamente 1000 ha no município de Rio Bonito (50 km da REBIO Poço das Antas), constataram um número maior de sagüis do que de micos-leões dourados (Ruiz-Miranda *et al.,* 2000).

As espécies introduzidas de sagüis podem ser competidoras por refúgios e alimento, além de serem potenciais reservatórios de patógenos nocivos aos micos-leões (Verona, 2001). O potencial zoonótico dos sagüis vem sendo avaliado através de análises de fezes e sangue. As análises para *Trypanossoma cruzi*, por exemplo, mostraram que os sagüis eram positivos para este patógeno um ano antes dele ser detectado em micos-leões (Lisboa *et al.,* 2000, 2004).

Dados preliminares mostram que o índice de associação entre *L. rosalia* e *C. jacchus*, assim como o número de interações agonísticas, é maior no inverno. Isto pode estar refletindo uma competição por recursos que se tornam mais escassos nessa estação. Por outro lado, a interação entre sagüis e micos-leões pode aumentar a oferta de goma para os micos-leões, por estes se aproveitarem oportunisticamente das escarificações feitas nas árvores pelos sagüis. Os sagüis também podem servir de "guias" para os grupos de micos-leões reintroduzidos, auxiliando-os na exploração de novas fontes alimentares (Ruiz-Miranda *et al.,* 2006).

As decisões a serem tomadas para se iniciar ações de manejo de uma espécie invasora dependem de dados sobre a biologia da espécie. Entretanto, é importante definir quais informações são importantes para iniciar o manejo da espécie introduzida. Informações mínimas sobre a biologia populacional de uma espécie invasora devem ser consideradas

em casos que exigem uma ação rápida para assegurar a proteção de espécies ameaçadas de extinção (Simberloff, 2003).

Os sagüis (*Callithrix jacchus, C. penicillata* e *C. geoffroyi*) introduzidos na Ilha de Santa Catarina.

Callithrix jacchus, C. penicillata e *C. geoffroyi* encontram-se dispersos na Ilha de Santa Catarina. Sua introdução na Ilha teve início há, pelo menos, 20 anos. O principal mecanismo de chegada destes primatas na Ilha é o transporte ilegal de fauna silvestre realizado por caminhoneiros provenientes das áreas de dispersão natural destas espécies que os comercializam para serem criados como animais de estimação (C.V. Santos, dados não publicados). Na Ilha, eles passaram a ocupar vários trechos de áreas cobertas pela Floresta Pluvial da Encosta Atlântica e restinga. A dispersão não ocorre apenas nas bordas das florestas, mas também atinge os topos dos morros (de 100 a 400 m de altitude).

É comum que a população local associe a presença do sagüi à diminuição da avifauna da Ilha de Santa Catarina. De fato, estudos de campo já realizados demonstraram que espécies do gênero *Callithrix* alimentam-se de insetos, pequenos vertebrados (filhotes de pássaros, pererecas e lagartos), caramujos, ovos de pássaros, frutos e néctar de flores (Digby & Barreto, 1998; Ferrari, 1987, 1988; Passamani & Rylands, 2000; Stevenson & Rylands, 1988; M.A.O. Monteiro da Cruz, dados não publicados). No entanto, o consumo de ovos e filhotes de pássaros foi pequeno em alguns estudos (Digby & Barreto, 1998; Rylands & Faria, 1993) ou inexistente (Passamani & Rylands, 2000).

Assim, com o objetivo de investigar a predação de ovos de aves arborícolas foi realizado um experimento com o uso de ninhos artificiais. A identificação dos possíveis predadores foi baseada no tipo de marca (arranhão, perfuração, fragmentação da casca ou desaparecimento do ovo) deixada nas cascas dos ovos conforme realizado por Marini & Melo (1998) e Melo & Marini (1997). Foram selecionadas seis áreas de estudo cobertas pela Floresta Pluvial da Encosta Atlântica em estágios de capoeira e capoeirão. As áreas foram subdivididas em função da alta taxa de encontro (três a quatro visitas, todas elas com registro da presença de sagüis através de respostas a *playback*), baixa taxa de encontro (apenas em uma visita houve registro da presença de sagüis) e ausência de sagüis, sendo duas áreas de cada

tipo. Seguindo a metodologia de Marini & Melo (1997), os ninhos foram manualmente confeccionados com capim seco e afixados a uma altura média de 2,7 m. Cada área recebeu oito ninhos aleatoriamente dispostos em um transecto de 400 m. Os experimentos foram conduzidos de novembro a janeiro entre os anos de 2000 e 2002, coincidindo com o período reprodutivo da maioria das aves da região (Sick, 1997). Cada ninho recebeu um ovo de codorna que ficou exposto à predação durante 14 dias. Os ninhos foram monitorados a cada dois dias. Em caso de predação, o ninho era retirado do local.

Os resultados revelaram que 82% dos ovos foram predados e que não houve diferença significativa na freqüência de predação entre as áreas com diferentes freqüências de registro de sagüis. Dos 38 ovos predados, dezessete apresentavam a casca arranhada. Este resultado revela que este tipo de predação foi significativamente mais alto ($p=0,033$) que os demais tipos de predação (casca fragmentada, perfurada ou ovo desaparecido). Entretanto, não foram encontradas diferenças significativas entre os tipos de predação nas áreas estudadas. Com base nas marcas de dentes deixados nas cascas, dos 24 ovos arranhados e perfurados, 20 foram predados por pequenos roedores e marsupiais (por exemplo, *Micoureus demerarae*). De cinco ovos foram encontrados apenas fragmentos das cascas e os prováveis predadores foram tentativamente identificados com base na ocorrência das espécies na área estudada. Assim, possivelmente estes cinco ovos podem ter sido predados por tucanos (*Ramphastos* spp.), gralhas-azuis (*Cyanocorax caeruleus*), gambás (*Didelphis* spp.), quatis (*Nasua nasua*), sagüis (*Callithrix* spp.) ou macacos-prego (*Cebus nigritus*). Nove ovos desapareceram, sugerindo predação por animais de médio porte, como iraras (*Eira barbara*), tucanos, gralhas-azuis ou macacos-prego.

Apesar dos pequenos roedores e marsupiais terem sido identificados como os principais predadores de ovos de aves na Ilha de Santa Catarina, outros fatores devem ser considerados na diminuição da avifauna local. O crescimento da urbanização e a diminuição das áreas com florestas (encostas dos morros e áreas com manguezais) podem ser os principais responsáveis pela diminuição das aves e demais espécies (incluindo os sagüis). De fato, a construção civil vem crescendo 10% ao ano e entre 1996 e 2000 foi registrado um crescimento populacional de 22% na região (Anuário Estatístico de Santa Catarina, 2002).

É importante salientar que nas áreas de ocorrência natural de *C. geoffroyi* em Minas Gerais (a leste da Serra do Espinhaço) e Espírito Santo (De Vivo, 1991), suas populações encontram-se em crescente

declínio em função da severa fragmentação das áreas com floresta, agravada pela pequena área de distribuição natural da espécie. Como resultado, o sagüi-de-cara-branca encontra-se na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN na categoria vulnerável (IUCN, 2004). O mesmo não ocorre com as outras duas espécies de sagüis. Assim, no caso do *C. geoffroyi* é sugerido a elaboração de um plano de manejo específico para a população introduzida na Ilha de Santa Catarina, especialmente em função da baixa densidade. Estudos que determinem o grau de parentesco entre os grupos capturados e a presença de endoparasitos podem avaliar a viabilidade de um programa de reintrodução desta espécie em áreas de sua distribuição natural onde tenham sido extintos.

Finalmente, a ingestão de frutos pelos sagüis os torna potenciais dispersores de sementes e, conseqüentemente, agentes promotores da regeneração de florestas e de espécies vegetais pioneiras (Figueiredo & Longatti, 1997). Apesar do tamanho pequeno, um sagüi é capaz de dispersar sementes com até 2 cm de comprimento e 1 cm de diâmetro em suas fezes (Garber, 1986). A avaliação do tamanho máximo das sementes que os sagüis conseguem engolir se mostra importante devido à atual baixa diversidade e densidade de mamíferos frugívoros de médio porte na Ilha de Santa Catarina.

Estudos com populações-problema de *Cebus nigritus*

O macaco-prego *C. nigritus* é uma espécie florestal, preferencialmente frugívora e com grande capacidade adaptativa (Izawa, 1980; Fragaszy *et al.,* 1990; Freese & Oppenheimer, 1981). Em função da diminuição da extensão e da qualidade do seu hábitat, bem como da grande oferta de alimento proporcionada por alguns cultivos agrícolas e florestais, relatos de danos causados por macacos-prego tornaram-se relativamente freqüentes nos últimos anos (Freese & Oppenheimer, 1981; Ferrari & Diego, 1995; Koehler & Firskowski, 1996; Rocha, 2000). Além disso, em alguns locais, este primata está provocando danos às aves e ao palmiteiro (*Euterpe edulis*, Arecaceae) (Mikich & Oliveira, 2003), caracterizando potenciais populações-problema.

Na região centro-sul do Estado do Paraná, onde a Floresta com Araucária ou Ombrófila Mista (FOM) foi drasticamente alterada e reduzida a pequenos fragmentos cercados por uma matriz composta por áreas abertas e cultivos de espécies florestais exóticas (Castella &

Britez, 2004), o macaco-prego vem causando danos aos plantios comerciais de *Pinus* spp. e, eventualmente, de *Araucaria angustifolia*. O problema para as empresas de reflorestamento é sério, pois o descascamento efetuado pelo macaco-prego no terço superior das árvores acaba por enfraquecê-las ou levá-las à morte. Este comportamento, além de gerar prejuízo econômico, aumenta o conflito entre produção e conservação, ameaçando não apenas a manutenção desse primata, mas a dos remanescentes florestais que os abrigam. Em função destes fatores, a Embrapa Floresta conduz um estudo desde agosto de 2003 em três propriedades situadas no centro-oeste do Paraná, no qual são realizados o censo da espécie, a análise quali-quantitativa dos danos e avaliação sazonal da oferta de frutos zoocóricos. O objetivo principal deste estudo é buscar formas de minimizar os danos causados pelo macaco-prego. Como objetivo específico destaca-se a necessidade de conhecer a densidade populacional desse primata em áreas onde está causando problemas para verificar se a sua origem está relacionada a densidades elevadas como alegado por aqueles que reivindicam a autorização do seu abate.

Assim, este estudo procura avaliar a densidade de *C. nigritus* através de censos mensais realizados ao longo de transectos que atravessam reflorestamentos e remanescentes da FOM. Cada transecto, com aproximadamente 5 km de comprimento, é percorrido duas vezes ao mês (manhã e tarde), registrando-se o número de grupos e de indivíduos, bem como a distância perpendicular do primeiro indivíduo observado em relação ao transecto. Com base nos 439 km lineares percorridos entre dezembro de 2003 e julho de 2004, calculou-se que a densidade da espécie nas áreas de estudo era de 1,6-2,6 indivíduos/km^2 ou 0,4 grupos/km^2, valores muito abaixo do esperado com base nos danos relatados e na literatura (p.ex., Pinto *et al*., 1993; Rocha, 2001; Vidolin & Mikich, 2004). Portanto, a hipótese de que os danos ao pinheiro estariam primariamente relacionados a uma alta densidade de macacos-prego pode ser rejeitada, indicando que a solução desse problema, ao menos na região de estudo, não está no seu controle populacional.

Adicionalmente, verificou-se que o macaco-prego está descascando o pinheiro em busca de seiva elaborada e que a sazonalidade dos danos está inversamente relacionada à disponibilidade de frutos nos remanescentes florestais. De fato, a avaliação dos danos ao pinheiro e da disponibilidade de frutos zoocóricos realizadas ao longo dos mesmos transectos onde são realizados os censos, revelaram forte sazonalidade,

com concentração dos danos, principalmente, entre agosto e dezembro, quando a disponibilidade geral de frutos é baixa. Além disso, os ataques ao pinheiro parecem iniciar logo após o término da produção do pinhão de *A. angustifolia*.

No caso do cultivo de milho, o consumo de espigas por *C. nigritus* também pode ser expressivo e, ao menos na região centro-oeste do Estado do Paraná, não tem relação com a disponibilidade de frutos zoocóricos, avaliada por Mikich (2001) e Mikich & Silva (2001), nos fragmentos que cercam as lavouras. Neste caso, a densidade de macacos parece ser a fonte do problema. A Floresta Estacional Semidecidual (FES) da região foi praticamente toda substituída por cultivos agrícolas e pastagens, restando atualmente apenas pequenos fragmentos desta formação, os quais somam menos de 5% da sua área original (Mikich & Oliveira, 2003; Mikich & Silva, 2001). O macaco-prego é uma espécie comum em muitos dos remanescentes da FES, como no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR), Fênix, PR, onde vem sendo acompanhado desde 1990. Neste parque, que possui apenas 3,56 km^2, a densidade dessa espécie chega a 71 indivíduos/km^2 (Vidolin & Mikich, 2004), sugerindo a existência de uma super-população com base na densidade encontrada em outras áreas (por exemplo, Espírito Santo: 10,2 ind./km^2, Pinto *et al.,* 1993; Paraná: 36 ind./km^2, Rocha, 2001) e nos efeitos negativos sobre as populações de outras espécies, tanto no entorno quanto no interior desta unidade de conservação. Esta alta densidade se deve, principalmente, à extinção local dos seus predadores e à grande oferta de alimento encontrada no interior dos remanescentes (frutos zoocóricos) e nas lavouras (milho) que os cercam.

Com relação aos danos causados pela alta densidade de macacos-prego no interior do PEVR e outros remanescentes florestais da região, cabe destacar a predação de ninhos de aves e de plântulas do palmiteiro. Assim, através de experimentos conduzidos de 1997 a 1999 com ninhos artificiais (em média 210 ninhos/mês durante 6 meses/ano, totalizando mais de 3700 ninhos analisados) instalados em vários ambientes e estratos (chão, 1,5 m e 3 m de altura), verificou-se que a predação dos ovos (codorna) geralmente era superior a 90%, podendo chegar a 100%. Embora os ninhos tenham sido predados por várias espécies de répteis, aves e mamíferos, identificados através da coleta e análise de escamas, penas e pêlos, o macaco-prego revelou-se um dos principais predadores, o que provavelmente está relacionado à sua abundância e à sua capacidade de acessar os ninhos nos mais diferentes ambientes e

estratos. Da mesma forma, observações e experimentos realizados de 1998 a 2000 com plântulas de palmiteiro marcadas revelaram que o macaco-prego é o principal, se não o único, predador dessa espécie e seu impacto geralmente atinge 100% das plântulas. Isso compromete seriamente a regeneração natural de *E. edulis* e, consequentemente, a manutenção da comunidade de frugívoros, já que o palmiteiro é, segundo Mikich (2001, 2002), uma espécie-chave na região.

Portanto, nas áreas ocupadas por macacos-prego faz-se necessário o monitoramento das suas populações, bem como a avaliação do seu impacto sobre o ambiente, de modo a subsidiar eventuais programas de manejo da espécie voltados à conservação dos fragmentos florestais e da produção agrícola e florestal. No entanto, cabe destacar que o uso de silhuetas de predadores para afastá-los das lavouras de milho não produziu resposta positiva e, neste caso, propõe-se o plantio a uma maior distância dos remanescentes, além do controle populacional de *C. nigritus* onde a espécie venha causando outros problemas para a conservação dos remanescentes florestais em função de sua alta densidade. Além disso, testes em cativeiro já estão sendo conduzidos na tentativa de identificar repelentes odoríferos que mantenham este primata afastado dos cultivos agrícolas e florestais.

MANEJO E ASPECTOS POLÍTICOS E LEGAIS ENVOLVIDOS

O controle e a erradicação de espécies exóticas invasoras é uma política de Estado que permeia três áreas do governo brasileiro: agricultura, saúde e meio ambiente. Em todas estas áreas o Brasil participa de acordos internacionais que, via de regra, levam o país a desenvolver programas internacionais de controle, como o Programa de Vigilância Agropecuária Internacional, além de programas de forte abrangência interna: Programa Nacional de Controle da Dengue e os Planos de Intensificação das Ações de Prevenção e Controle da Malária na Amazônia Legal e da Febre Amarela.

Na área de meio ambiente, o Brasil é signatário da Convenção sobre a Diversidade Biológica (MMA, 2000), que prevê em seu Artigo 8º, item H, que "cada parte contratante deve, na medida do possível e conforme o caso, impedir a introdução, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, hábitat ou espécies". Na estrutura do Governo Federal, o cumprimento deste acordo dá-se

através de duas secretarias do Ministério do Meio Ambiente (MMA) – a Secretaria de Qualidade Ambiental nos Assentamentos Humanos (SQA) e a Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF) – sendo esta última responsável por acompanhar a implementação da convenção.

Em 2004 foi implantada a Coordenação de Manejo de Fauna na Natureza (COFAN) no Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), cuja finalidade é a coordenação da execução de programas de controle de espécies invasoras. Os programas atualmente em execução estão voltados para o controle do caramujo-africano (*Achatina fulica*) e da garça-vaqueira (*Bubulcus ibis*), esta última em sítios aeroportuários, além do manejo da capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) em São Paulo. No âmbito da COFAN são definidos também os condicionantes técnicos para emissão da portaria que regulamenta a caça do javali-europeu (*Sus scrofa scrofa*), medida adotada para o controle da espécie no Brasil. Atualmente esta medida abrange apenas o Rio Grande do Sul, sendo válida para todo o Estado, por tempo indeterminado (Instrução Normativa n° 71, de 04.08.2005).

Outras ações que estão sendo desenvolvidas envolvem a formação de uma força tarefa nacional para controle do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) e a implementação do Programa Global de Gestão e Controle de Águas de Lastro (GloBallast). Este último se refere ao controle da introdução de espécies exóticas por meio de águas de lastro de navios transoceânicos e tem como órgão responsável no Brasil o MMA, através da sua Secretaria de Qualidade Ambiental nos Assentamentos Humanos.

Estas ações, entretanto, são consideradas ainda insuficientes, conforme o Segundo Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica (MMA, 2004). Este relatório afirma que o país não tem dado prioridade ao desenvolvimento e implementação de estratégias e planos de ação para o controle ou erradicação de espécies exóticas invasoras. Por conseguinte, os recursos disponibilizados são limitantes para o cumprimento das obrigações e recomendações da Convenção sobre o manejo destas espécies. Sendo assim, as medidas em execução são extremamente reduzidas, principalmente aquelas voltadas para a educação, o treinamento e a conscientização pública sobre a questão.

Apenas algumas espécies exóticas de maior interesse têm sido identificadas e avaliadas para efeito de aplicação de medidas de controle (MMA, 2004). Além das já citadas anteriormente, estão sendo

consideradas como espécies-alvo o búfalo asiático (*Bubalus bubalis*) e a lebre-européia (*Lepus europaeus*). Nessa relação também estão algumas espécies nativas consideradas em desequilíbrio e/ou com populações-problema: o sagüi-do-nordeste e o sagüi-do-cerrado, a caturrita (*Myopsitta monachus*), o urubu (*Coragyps atratus*) e o quero-quero (*Vanellus chilensis*).

O sagüi-do-nordeste e o sagüi-do-cerrado foram incluídos pelo IBAMA no rol das espécies de interesse, atendendo à recomendação do Comitê Internacional para Conservação e Manejo dos Micos-Leões sobre a necessidade de um possível controle das suas populações nas áreas de ocorrência do mico-leão-dourado no Rio de Janeiro. Um grupo de trabalho foi criado pelo IBAMA em setembro de 2003 para discutir o problema e apresentar recomendações de manejo. Fundamentado nas orientações da IUCN (2000), este grupo de trabalho definiu o seguinte protocolo de ações estratégicas:

Ação 1 - Diferenciar as situações de risco imediato das situações de risco potencial, considerando como fator de risco a possível ameaça sobre os micos-leões-dourados, avaliando-se os resultados obtidos por C. R. Ruiz-Miranda no estudo sobre as interações ecológicas entre os sagüis e os micos-leões-dourados no Rio de Janeiro.

Ação 2 - Para as áreas sob situação de risco imediato, elaborar um plano de erradicação dos animais, destinando-os para o cativeiro, conforme a seguinte ordem de prioridade: centros de pesquisa biomédica, zoológicos e criadouros conservacionistas. O plano de erradicação deverá abranger preferencialmente as Reservas Biológicas de Poço das Antas e União e os fragmentos florestais com menos de 40 ha.

Ação 3 - Para as áreas em situação de risco potencial, deverão ser desenvolvidas pesquisas experimentais de controle populacional por esterilização química (orquiectomia).

Ação 4 - Elaborar uma campanha de esclarecimento público.

Ação 5 - Assegurar o devido amparo legal a todas as ações, submetendo, inclusive, o plano de erradicação à apreciação do Ministério Público Federal.

Esta última ação demanda o cuidado sobre uma questão crucial para todo o trabalho. Apesar da Política Nacional da Biodiversidade (Decreto n° 4.339, de 22.08.2002) prever várias medidas de controle e erradicação de espécies exóticas invasoras e populações-problema, legalmente nada leva a considerar que populações de espécies nativas e

endêmicas do Brasil, mesmo que introduzidas fora de sua área natural de ocorrência, possam ser consideradas populações invasoras ou problema. É importante ressaltar que, em outros locais, ou seja, nas áreas de dispersão natural, essas mesmas espécies são protegidas por lei.

Os conceitos de espécie exótica invasora e de população-problema não estão claramente expressos na legislação brasileira. Somente após a definição objetiva destes conceitos, o que possivelmente será feito a partir das novas instruções normativas do IBAMA sobre destinação de fauna e sobre criadouros, é que se terá o completo amparo legal para o tratamento da questão. Com base nos conceitos propostos nestes documentos legais, as populações de *C. jacchus* e *C. penicillata* introduzidas no Rio de Janeiro poderão ser consideradas tanto espécies exóticas invasoras como populações-problema. Entretanto, até a publicação oficial das novas instruções normativas, dificilmente estas populações poderão ser efetivamente manejadas. É de grande importância e urgência a publicação destas normas.

Enquanto não se define a questão legal sobre o conceito de espécie exótica invasora, se avança nos processos de discussão técnica e científica a respeito das populações invasoras de espécies de primatas. Através da Portaria Nº 66, de 06.09.2005, o IBAMA instituiu o Comitê para Conservação e Manejo dos Calitriquídeos. Este comitê, além de tratar das estratégias para a conservação das espécies *C. flaviceps* e *C. aurita,* pertencentes à Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Instrução Normativa nº 3, de 27.05.2003), trata também das estratégias para o manejo das populações invasoras de *C. jacchus, C. penicillata* e *C. geoffroyi.* Como conseqüência, o grupo de trabalho que discutia as ações para o manejo das populações de *C. jacchus* nas áreas do mico-leão-dourado (*L. rosalia*) no Rio de Janeiro deixou de existir, passando a questão a ser tratada no âmbito deste comitê.

É a primeira vez que um comitê de espécies ameaçadas, que representa um fórum permanente de discussão, consultivo ao IBAMA, inclui no escopo das suas atribuições o tratamento de questões relacionadas ao manejo de populações invasoras de espécies nativas. Isto demonstra a importância do assunto e o reconhecimento da necessidade de enfrentá-lo de forma criteriosa, discutindo e definindo com a comunidade científica as etapas a serem realizadas neste processo.

AGRADECIMENTOS

Cristina V. Santos recebeu financiamento do CNPq através da bolsa-recém doutor e auxílio financeiro; Marcio M. de Moraes Jr. e Carlos R. Ruiz-Miranda receberam financiamento da PRONABIO/ PROBIO/MMA com fundos do BIRD/GEF e The Nature Conservancy-Brasil, apoio logístico da Associação Mico-Leão-Dourado, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF) e IBAMA; Marcelo M. Marcelino recebe apoio da Diretoria de Fauna e Recursos Pesqueiros do IBAMA; Sandra B. Mikich recebeu apoio do Instituto Ambiental do Paraná e da Remasa Reflorestadora Ltda. para a realização de estudos com *Cebus nigritus*.

BIBLIOGRAFIA

Anuário Estatístico de Santa Catarina (2002) v. 1994/95/96/97/00. IOESC, Florianópolis.

Ballou, J.D., Gilpin, M. & Foose, T.J. (1995) *Population Management for Survival and Recovery: Analytical Methods and Strategies in Small Population Conservation*. Columbia University Press, New York.

Castella, P.R. & Britez, R.M. (2004) *A Floresta com Araucária no Paraná: Conservação e Diagnóstico dos Remanescentes Florestais*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Cerqueira, R., Marroig, G. & Pinder, L. (1998) Marmosets and lion tamarins distribution (Callitrichidae, Primates) in Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil. *Mammalia* 62:213-226.

De Vivo, M. (1991) *Taxonomia de* Callithrix *Erxleben, 1777 (Callitrichidae, Primates)*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Digby L. & Barreto C.E. (1998) Vertebrate predation in common marmosets. *Neotropical Primates* 6(4):124-126.

Elton, C. (1958) *Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London.

Ferrari, S.F. (1987) Food-transfer in a wild marmoset group. *Folia Primatologica* 48:203-206.

Ferrari, S.F. (1988) The behaviour and ecology of the buffy-headed marmoset, *Callithrix flaviceps* (O. Thomas, 1903). PhD thesis, University College London, London.

Ferrari, S.F. (1993) Ecological differentiation in the Callitrichidae. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour, and Ecology* (A.B. Rylands, ed). Oxford University Press, Oxford, pp. 314-328.

Ferrari, S.F. & Diego, V.H. (1995) Habitat fragmentation and primate conservation in the Atlantic Forest of eastern Minas Gerais, Brazil. *Oryx* 29:192-196.

Figueiredo, R.A. da & Longatti, C.A. (1997) Ecological aspects of the dispersal of a Melastomataceae by marmosets and howler monkeys (Primates: Platyrrhini) in a semideciduous forest of southeastern Brazil. *Revue d Ecologie - La Terre et la Vie* 52:3-8.

Fragaszy, D.M., Visalberghi, E. & Robinson, J.G. (1990) Variability and adaptability in the genus *Cebus*. *Folia Primatologica* 54:114-118.

Freese, C.H. & Oppenheimer, J.R. (1981) The capuchin monkeys, genus *Cebus*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 1* (A.F. Coimbra-Filho & R.M. Mittermeier, eds.) Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, pp. 331-390

Garber, P.A. (1986) The ecology of seed dispersal in two species of callitrichid primates (*Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*). *American Journal of Primatology* 50:155-170.

IUCN (2000) *Guias para la preservación de pérdidas de diversidad biológica ocasionadas por espécies exóticas invasoras*. Disponível em: http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/invasivessp.htm. Acessado em 15/12/2004.

IUCN (2003) *Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien species*. Disponível em http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm. Acessado em 01/07/2003.

IUCN (2004) *2004 IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em: http://www.redlist.org/search/. Acessado em 14/03/2006.

Izawa, K. (1980) Social behavior of the wild-black-capped capuchin (*Cebus apella*). *Primates* 21:443-467.

Koehler, A. & Firkowski, C. (1996) Descascamento de pinus por macaco-prego. *Floresta* 24:61-75.

Lisboa, C.V., Dietz, J., Baker, A.J., Russel, N.N. & Jansen, A.M. (2000) *Trypanosoma cruzi* infection in *Leontopithecus rosalia* at the Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brazil. *Memorias Instituto Oswaldo Cruz* 95:445-452.

Lisboa, C.V., Mangia, R.H., de Lima, N.R.C., Martins, A., Dietz, J., Baker, A.J., Ruiz-Miranda, C.R., Ferreira, L.F., Fernandes, O. & Jansen, A.M. (2004) Distinct patterns of *Trypanosoma cruzi*

infection in *Leontopithecus rosalia* in distinct Atlantic coastal rainforest fragments in Rio de Janeiro-Brazil. *Parasitology* 129:1-9.

Marini, M.A. & Melo, C. (1998) Predators of quail eggs and the evidence of the remains: implications for nest predation studies. *The Condor* 100:395-399.

Melo, C. & Marini, M.A. (1997) Predação de ninhos artificiais em fragmentos de matas do Brasil Central. *Ornitologia Neotropical* 8:7-14.

Mikich, S.B. (2001) Frugivoria e dispersão de sementes em uma pequena reserva isolada do Estado do Paraná, Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Mikich, S.B. (2002) A dieta frugívora de *Penelope superciliaris* (Cracidae) em remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil e sua relação com *Euterpe edulis* (Arecaceae). *Ararajuba* 10:207-217.

Mikich, S.B. & Oliveira, K.L. (2003) *Revisão do Plano de Manejo do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, Fênix – PR.* Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais, Curitiba & Ministério do Meio Ambiente, Fundo Nacional do Meio Ambiente, Brasília.

Mikich, S.B. & Silva, S.M. (2001) Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 15:63-86.

MMA (2000) *A Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB*. Brasília: MMA.

MMA (2004) *Segundo Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica: Brasil*. Brasília: MMA.

Passamani, M. & Rylands, A.B. (2000) Feeding behavior of Geoffroy's marmoset (*Callithrix geoffroyi*) in an Atlantic forest fragment of south-eastern Brazil. *Primates* 41:27-38.

Pinto, L.P.S.; Costa, C.M.R. ; Strier, K.B. & da Fonseca, G.A.B. (1993) Habitat, density and group size of primates in a Brazilian tropical forest. *Folia Primatologica* 61:136-143.

Rocha, V.J. (2000) Macaco-prego, como controlar essa nova praga florestal? *Floresta* 30:95-99.

Rocha, W. (2001) Ecologia de mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR). Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Ruiz-Miranda, C.R., Affonso, A.G., Martins, A. & Beck, B.B. (2000) Distribuição do sagüi (*Callithrix jacchus*) nas áreas de ocorrência do

mico-leão-dourado no Estado de Rio de Janeiro. *Neotropical Primates* 8:98-101.

Ruiz-Miranda, C.R., Affonso, A.G., de Morais Jr., M.M**.,** Verona, C.E., Martins, A. & Beck, B.B. (2006) Behavioral and ecological interactions between reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) and introduced marmosets (*Callithrix* spp, Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic coast forest fragments. *Brazilian Arquives of Biology and Technology* 49:99-109.

Rylands, A.B & Faria, D.S. (1993) Habitats, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix*. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour, and Ecology* (A.B. Rylands, ed.) Oxford University Press, Oxford, pp. 263-272.

Sick, H. (1997) *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Simberloff, D. (2003) How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology* 17:83-92.

Stevenson, M.F. & Rylands A.B. (1988) The marmosets, genus *Callithrix*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 1* (A.F. Coimbra-Filho & R.A. Mittermeier, eds.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, pp. 131-222.

Vermeij, G.J. (1996) An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78:3-9.

Verona, C.E.S. (2001) Avaliação da condição física versus custos de reprodução e lactação em fêmeas de *Callithrix jacchus* e *Leontopithecus rosalia* selvagens. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Norte Fluminense, Campos.

Vidolin, G.P. & Mikich, S.B. (2004) *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) no P. E. Vila Rica do Espírito Santo, Fênix – PR: estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica dos grupos. In: *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, vol. 1*. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, Curitiba, pp. 196-205.

Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L. & Westbrooks, R. (1996) Biological invasions as global environmental changes. *American Scientist* 84:218-228.

Williamson, M. (1996) *Biological Invasions*. Chapman and Hall, London.

Woodroffe, R. & Ginsberg, J.R. (1998) Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126-2128.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 119-149

Distribuição e ocorrência de primatas no Estado do Paraná, Brasil

Fernando C. Passos, João M. D. Miranda,
Lucas de M. Aguiar, Gabriela Ludwig,
Itiberê P. Bernardi & Rodrigo F. Moro-Rios

Universidade Federal do Paraná

RESUMO

A primatologia no Brasil é uma linha de pesquisa zoológica relativamente recente, principalmente para a região Sul. No Estado do Paraná, apesar de alguns esforços pontuais, poucas são as informações sobre a distribuição e ocorrência dos primatas. O objetivo deste trabalho foi concentrar as informações sobre os registros de primatas, bem como verificar suas distribuições no Estado. Para a obtenção de tais informações foram consultadas coleções científicas, bem como os registros bibliográficos, observações pessoais dos autores e comunicações pessoais de outros pesquisadores. Ao todo, foram analisados 161 registros (107 provenientes de observação pessoal, comentário pessoal e de literatura e 54 de espécimes tombados em coleções científicas). Foram registrados sete taxa de primatas: *Cebus*

* Endereço para correspondência: Fernando de Camargo Passos, Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Caixa Postal 19020, Curitiba, PR 81531-980, Brasil; Email: fpassos@ufpr.br.

nigritus, Alouatta clamitans, A. caraya, Brachyteles arachnoides, Leontopithecus caissara, Callithrix jacchus e *C. penicillata*. As duas últimas oriundas de introduções. *Cebus nigritus* e *A. clamitans* estão distribuídas desde a Planície Litorânea até o extremo oeste e desde o norte até o sul. *Alouatta caraya* tem sua distribuição restrita ao extremo oeste, onde está associada às matas de galeria do rio Paraná e seus principais afluentes. Nesta região, as duas espécies de *Alouatta* podem ocorrer em simpatria. O Estado do Paraná representa o limite sul da distribuição de *Brachyteles arachnoides*. *Leontopithecus caissara* tem sua distribuição restrita à região do município de Guaraqueçaba no litoral norte. As duas espécies de *Callithrix* têm ocorrências confirmadas nos municípios de Cianorte, Maringá, Paranaguá, São José dos Pinhais e Curitiba, onde podem ser encontradas em grupos mistos. Este trabalho contribui com o conhecimento acerca da distribuição e estado de conservação da fauna de primatas nas diferentes regiões do Estado do Paraná.

Palavras-chave: *Alouatta*, *Cebus*, *Leontopithecus*, *Brachyteles*, *Callithrix*, conservação

ABSTRACT

Primatology is a relatively recent field of research in Brazil, particularly in the Southern region. In the State of Paraná, despite a few isolated efforts, little is known about primate distribution and occurrence. In this study we surveyed and organized the available records on primate distribution in the State of Paraná. Sources of data included materials deposited in scientific collections at Coleção Mastozoológica of the Departamento de Zoologia of the Universidade Federal do Paraná (DZUP), Museu de História Natural do Capão da Imbuia (MHNCI), Museu de Zoologia of the Pontifícia Universidade Católica do Paraná (MZPUCPR), Museu de Zoologia of the Universidade Estadual de Londrina (MZUEL), Museu de Zoologia of the Universidade Estadual de Maringá (MZUEM) and Museu de Zoologia of the Universidade de São Paulo (MZUSP), published records, and unpublished information. A total of 161 records were obtained (107 were personal observations or published records and 54 represented specimens deposited in museums). Seven primate taxa were recorded: *Cebus nigritus, Alouatta clamitans, A. caraya, Brachyteles*

arachnoides, Leontopithecus caissara, Callithrix jacchus, and *C. penicillata*, the latter two the result of human introduction. In the State of Paraná, *C. nigritus* and *A. clamitans* are distributed from the coastal lowlands to the extreme west, and from north to south. *Alouatta caraya* is restricted to the extreme western region of the State, where it is associated with gallery forests of the Paraná river and its tributaries. In this region, the two *Alouatta* species may occur in sympatry. The State of Paraná represents the southernmost limit of the distribution of *B. arachnoides*. *Leontopithecus caissara* is restricted to the Guaraqueçaba municipality in the northern coastal region. The two introduced *Callithrix* species occur in the cities of Cianorte, Maringá, Paranaguá, São José dos Pinhais, and Curitiba, where they can be found in mixed-species troops. Data on the conservation status of these primates in the State of Paraná are discussed.

Key words: *Alouatta*, *Cebus*, *Leontopithecus*, *Brachyteles*, *Callithrix*, conservation

INTRODUÇÃO

O Estado do Paraná está no domínio da Mata Atlântica *lato sensu* (Maack, 1968), sendo este ambiente um dos mais devastados pela ocupação humana devido ao sentido leste-oeste em que se deu à colonização do Brasil (Fonseca, 1985; Mittermeier *et al.*, 1982). Embora a Mata Atlântica possua a segunda maior riqueza de taxa endêmicos de primatas neotropicais (N=20) (Rylands *et al.*, 1996, 2000), o Estado do Paraná apresenta poucas espécies representativas da Ordem e esta baixa riqueza pode estar associada aos efeitos das baixas pluviosidades, altas latitudes e marcada sazonalidade das florestas (Peres & Janson, 1999; Reed & Fleagle, 1995).

A primatologia no Brasil é uma recente linha de pesquisa zoológica (Jarreta *et al.*, 1997; Mello, 1984; Yamamoto & Sousa, 1993), principalmente para a região Sul. No Estado do Paraná é incipiente. Apesar de alguns esforços pontuais, poucas são as informações sobre a distribuição e ocorrência de primatas no Estado. Os estudos sobre os primatas no Paraná se concentram em um primeiro momento na descrição e estudos subseqüentes de *Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990 (Kierulff *et al.*, 2002; Lorini & Persson, 1990a, 1994;

Martuscelli & Rodrigues, 1992; Prado, 1999; Prado & Valladares-Pádua, 2004; Rylands *et al*., 2002; Valladares-Pádua & Prado, 1996; Vivekananda, 1994). Posteriormente, a literatura cientifica foi enriquecida com trabalhos sobre os danos causados por *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809) em monoculturas de *Pinus* sp. (Koehler & Firkowski, 1996; Rocha, 2000), além de alguns dados ecológicos, comportamentais, biomédicos e sobre o manejo da espécie em vida livre (Garcia *et al*., 2005; Rocha *et al.*, 1998, 2007; Vidolin & Mikich, 2004). *Alouatta clamitans* Cabrera, 1940 foi alvo de boa parte dos estudos, iniciando com dados de ocorrências e dados citogenéticos (Lorini & Persson, 1990b; Oliveira *et al.*, 1999, 2000; Persson & Lorini, 1990) e, mais recentemente, estudos de ecologia e comportamento (Aguiar *et al*., 2003; Miranda & Passos, 2003, 2004, 2005; Miranda *et al.*, 2004, 2005a, 2005b, 2006a, 2006b). Para *Alouatta caraya* (Humboldt, 1812) existem alguns trabalhos recentes a respeito da ecologia, comportamento e biomedicina da espécie em vida livre (Aguiar *et al.*, 2005, 2007, no prelo; Garcia *et al*., 2005; Ludwig *et al*., 2007). Em relação à *Brachyteles arachnoides* (Geoffroy, 1806) foi recentemente confirmada *in situ* a sua ocorrência no Estado (Koehler *et al*., 2002).

O objetivo deste trabalho foi compilar as informações disponíveis em museus, literatura científica e observações pessoais de pesquisadores sobre a ocorrência e a distribuição das espécies de primatas no Estado do Paraná. Longe de ser uma revisão completa, este é apenas um trabalho inicial que aborda de modo geral as ocorrências de primatas para o Estado.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Estado do Paraná encontra-se na região Sul do Brasil entre as coordenadas 22°30’ e 26°42’S e 48°02’ e 54°37’O e ocupa uma área de 199709 km² (IBGE, 1996). Seus limites são o Oceano Atlântico a leste, o rio Paranapanema e o rio Ribeira ao norte, os quais constituem a divisa com o Estado de São Paulo, o Estado de Santa Catarina e parte do rio Iguaçu ao sul e o rio Paraná na divisa com o Estado do Mato Grosso do Sul, Paraguai e Argentina a oeste (ITCF, 1987) (Figura 1). Tais rios são limites geográficos que poderiam constituir potenciais barreiras físicas para a distribuição de espécies de primatas (Ayres &

Clutton-Brock, 1992; Goodman & Ganzhorn, 2004; Haugaasen & Peres, 2005; Lehman, 2004; Reed & Bidner, 2004; Rylands *et al*., 1996), deste modo influenciando na riqueza da ordem Primates para o Estado.

O Estado apresenta altitudes que vão desde o nível do mar até 1877 m no Pico Paraná e é dividido quanto ao relevo em duas regiões naturais: o litoral e os planaltos (Maack, 1968; Wons, 1994). Os planaltos são divididos localmente em Primeiro, Segundo e Terceiro Planaltos Paranaenses e são limitados em áreas de serra como a Serra do Mar, a Escarpa Devoniana (Serrinha, Serra de São Luiz do Purunã) e a Escarpa da Esperança (Serra Geral) (Bigarella, 1978; Maack, 1968; Wons, 1994).

Segundo a classificação de Köeppen, o Estado do Paraná mostra-se temperado com predomínio do clima subtropical úmido mesotérmico (*Cfa*). Nas regiões de serra e de maiores altitudes, o clima passa a ser considerado como subtropical úmido (*Cfb*). À noroeste, o clima é tropical alterado pela altitude (*Cfa* h) e na Planície Litorânea e na Serra do Mar é considerado tropical chuvoso de transição (*Af*) (IAPAR, 1978; Maack, 1968; Miretzki, 2003).

O Paraná com seu gradiente altitudinal e climático apresenta várias formações vegetacionais (Maack, 1968). Na sua porção leste, desde o litoral até a vertente oeste da Serra do Mar, a formação florestal é a Floresta Ombrófila Densa ou Floresta Atlântica *strictu sensu*. A formação típica nos planaltos paranaenses é a Floresta Ombrófila Mista ou Floresta com Araucária, sendo interrompida em vários pontos por Campos ou Estepes. Outra formação ocorrente é a Floresta Estacional Semidecidual nas porções norte, noroeste, oeste e sudoeste. No Paraná é encontrado também o limite sul do Cerrado ou Savana brasileira, o qual ocorre na forma de manchas na região do município de Jaguariaíva, entre os municípios de Sabáudia e Astorga, e nos municípios de Sengés, São Jerônimo da Serra e Campo Mourão (Hatschbach & Ziller, 1995; Maack, 1968).

A vasta cobertura florestal original do Paraná vem sofrendo uma extensa devastação, principalmente desde o início do século XX (Maack, 1968). Devido à ocupação humana, seus ambientes naturais vêm sendo substituídos por centros urbanos e áreas destinadas à agropecuária (Lange & Jablonski, 1981; Maack, 1968; Wons, 1994). O Estado do Paraná já registrou uma perda de áreas naturais de aproximadamente 30000 ha por ano (SPVS, 1996), restando, atual-

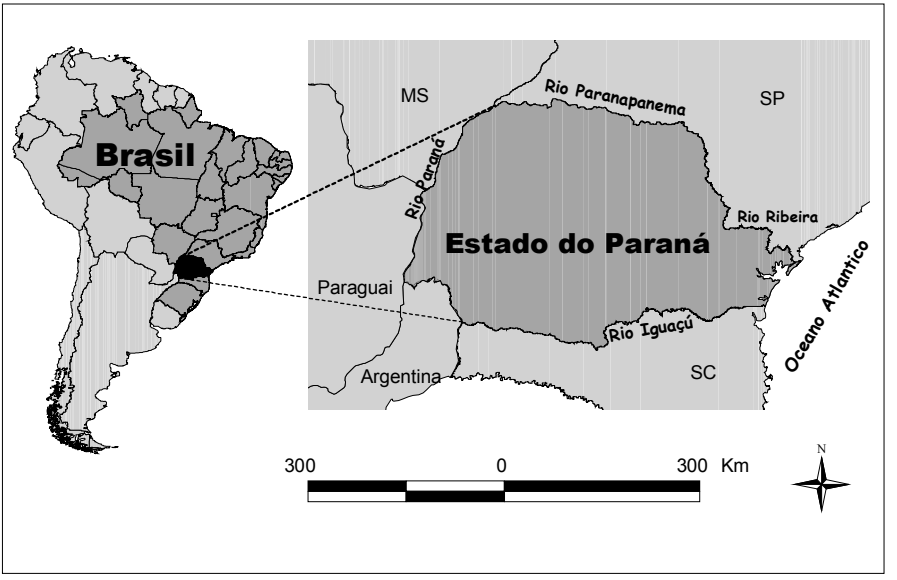


Figura 1. Localização do Estado do Paraná na América do Sul e no Brasil, enfatizando seus limites geográficos naturais e geopolíticos.

mente, apenas cerca de 18% de sua cobertura florestal original (dados obtidos na SEMA/PR para os anos de 2002-2003).

Métodos

Para a obtenção dos registros de ocorrência dos primatas no Paraná foram consultadas as coleções mastozoológicas das seguintes instituições: Coleção Mastozoológica of the Departamento de Zoologia of the Universidade Federal do Paraná (DZUP), Museu de História Natural do Capão da Imbuia (MHNCI), Museu de Zoologia da Pontifícia Universidade Católica do Paraná (MZPUCPR), Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL), Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Maringá (MZUEM) e Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). Além dos registros de museus foram também considerados os dados citados na literatura científica e a observação pessoal dos autores, assim como a

comunicação pessoal de outros pesquisadores. Os municípios com registros foram plotados em mapas do Estado através do programa *ArcView* GIS 3.2a para a elaboração de mapas de ocorrências dos primatas. Para fins de arranjos taxonômicos, neste trabalho foi adotada a revisão proposta por Rylands *et al*. (2000, 2005).

RESULTADOS

Foram obtidos 161 registros de primatas no Estado do Paraná. Deste total, 54 foram registros de museus, 60 de observação pessoal dos autores, 33 de literatura científica e 14 de comunicação pessoal de outros pesquisadores. Foram registrados sete taxa de primatas distribuídos em cinco gêneros e duas famílias (Tabela 1). As duas espécies do gênero *Callithrix* Erxleben, 1777 foram introduzidas no Estado pela ação do homem em áreas próximas a centros urbanos

Tabela 1. Espécies de primatas ocorrentes no estado do Paraná. Taxonomia adaptada de Rylands *et al.* (2000).

Espécie	Família	Sub-família
Leontopithecus caissara Lorini & Persson, 1990 Mico-leão-da-cara-preta	Cebidae	Callithrichinae
Callithrix jacchus (Linnaeus, 1758) Sagüí-de-tufo-branco	Cebidae	Callithrichinae
Callithrix penicillata (Geoffroy, 1812) Sagüí-de-tufo-preto	Cebidae	Callithrichinae
Cebus nigritus (Goldffus, 1809) Macaco-prego	Cebidae	Cebinae
Alouatta clamitans Cabrera, 1940 Bugio-ruivo	Atelidae	Alouattinae
Alouatta caraya (Humboldt, 1812) Bugio-preto	Atelidae	Alouattinae
Brachyteles arachnoides (Geoffroy, 1806) Muriqui, mono-carvoeiro	Atelidae	Atelinae

(Municípios de Curitiba, São José dos Pinhais, Maringá, Cianorte e Paranaguá). Os municípios com ocorrência de primatas são mostrados nas Figuras 2 a 5, enquanto as localidades e registros são apresentados no Anexo 1.

Leontopithecus caissara ocorre em apenas duas Unidades de Conservação (UCs) no Estado: Parque Nacional (PARNA) de Superagüi e Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba (Figura 2).

Callithrix jacchus e *C. penicillata* são espécies indevidamente introduzidas que ocorrem juntas próximas a centros urbanos do Estado (municípios de Curitiba, São José dos Pinhais e Maringá). Além destes, há a ocorrência de outros registros de *C. penicillata* em outros dois municípios: Paranaguá e Cianorte (Figura 2).

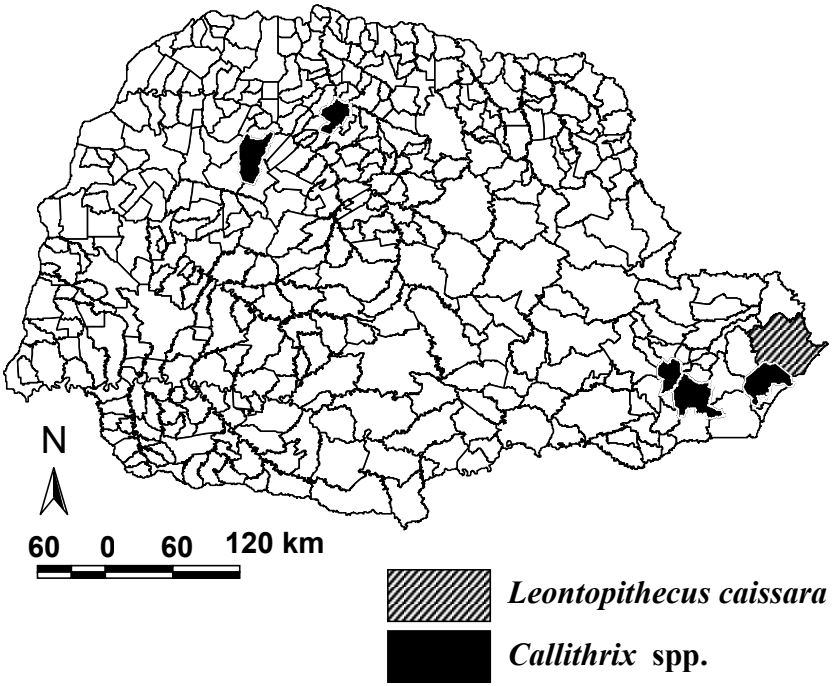


Figura 2. Municípios com a ocorrência de Cebidae, Callitrichinae no Estado do Paraná.

Cebus nigritus obteve 61 ocorrências distribuídas em 44 municípios (Figura 3). A espécie é distribuída por toda a extensão latitudinal do estado, desde o litoral até a margem esquerda do rio Paraná. Ocorre nos domínios da Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual. O macaco-prego teve ocorrência confirmada em 15 UCs: APA de Guaraqueçaba, APA de Guaratuba, APA de Piraquara, APA da Escarpa Devoniana, APA Federal das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, Estação Ecológica (EE) do Caiuá, Parque Estadual (PE) da Graciosa, PE das Lauráceas, PE de Vila Velha, PE Mata dos Godoy, PE Pico do Marumbi, PE Vila Rica do Espírito Santo, PARNA Saint-Hilaire-Lange, PARNA de Ilha Grande, PARNA do Iguaçu.

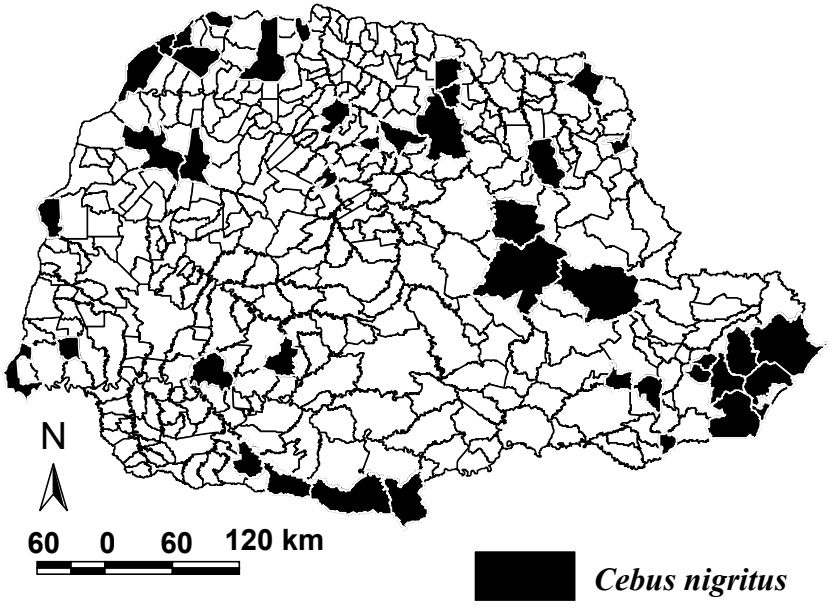


Figura 3. Municípios com a ocorrência de Cebidae, Cebinae no Estado do Paraná.

Alouatta clamitans obteve 58 ocorrências distribuídas em 39 municípios (Figura 4). O bugio-ruivo também está amplamente distribuído no Estado, ocorrendo na Floresta Ombrófila Densa, na Floresta Ombrófila Mista e na Floresta Estacional Semidecidual. Sua ocupação no Estado vai desde a planície litorânea até o extremo oeste e ao longo de todo gradiente latitudinal. *Alouatta clamitans* tem ocorrência confirmada em 15 UCs: APA de Guaraqueçaba, APA da Graciosa, APA de Guaratuba, APA da Escarpa Devoniana, APA Federal das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, EE do Cauiá, PE das Lauráceas, PE do Pico Marumbi, PE de Vila Velha, PE Guartelá, PE de Caxambu, PARNA do Iguaçu, PARNA de Superagüí, PARNA Saint-Hilaire-Lange e PARNA de Ilha Grande.

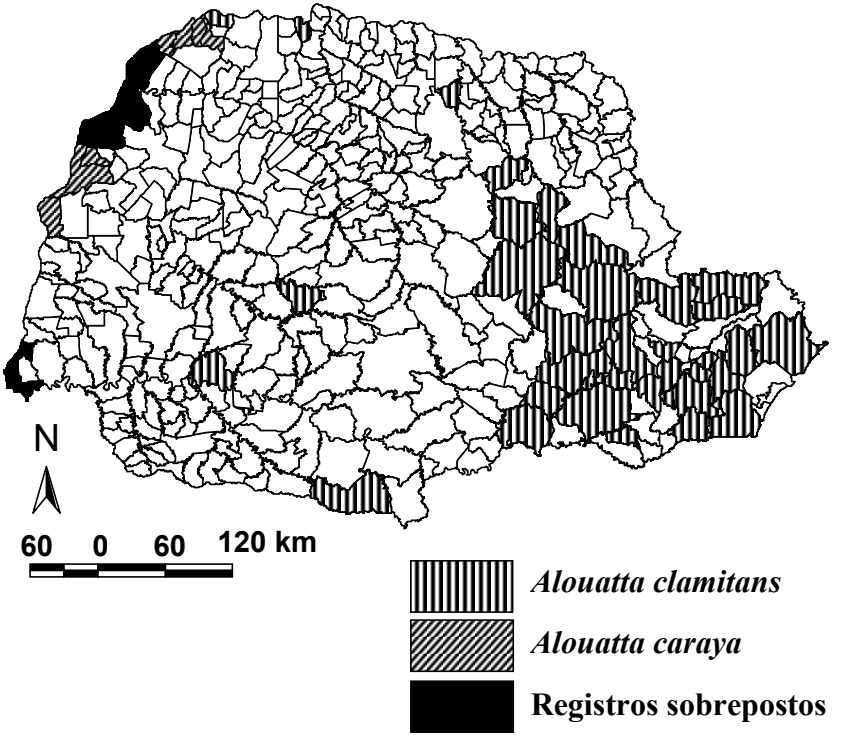


Figura 4. Municípios com a ocorrência de Atelidae, Alouattinae no Estado do Paraná.

Alouatta caraya obteve 27 ocorrências distribuídas em 10 municípios (Figura 4). O bugio-preto ocorre somente nas porções oeste, noroeste e sudoeste do Estado. Ocupa as Florestas Estacionais Semideciduais das matas de galeria e do corredor de ilhas do alto rio Paraná, onde está mais associado aos ambientes ripários. *Alouatta caraya* ocorre em 3 UCs: APA Federal das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, PARNA do Iguaçu e PARNA de Ilha Grande.

Brachyteles arachnoides obteve apenas três ocorrências distribuídas em três municípios (Figura 5): Guaraqueçaba, Jaguariaíva e Castro. O muriqui está protegido em apenas uma UC: APA de Guaraqueçaba.

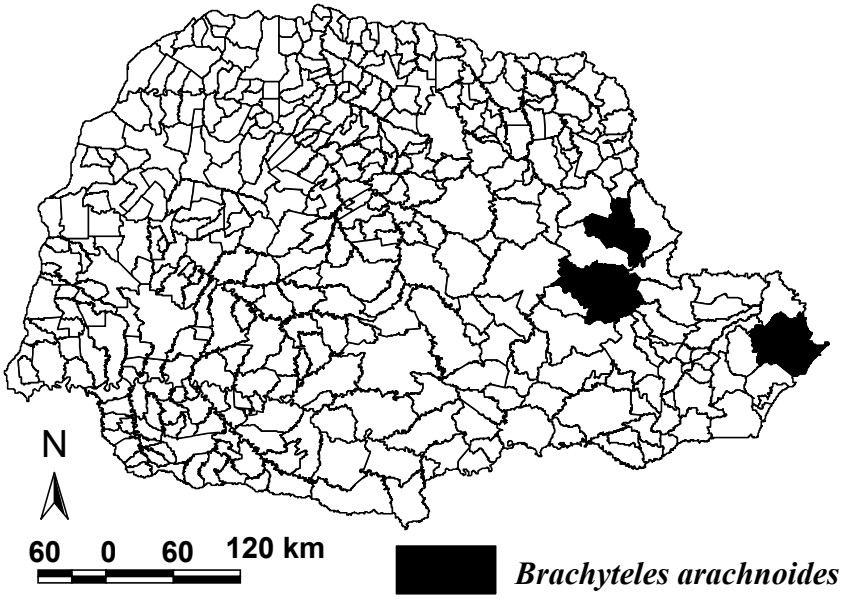


Figura 5. Municípios com a ocorrência de Atelidae, Atelinae no Estado do Paraná.

DISCUSSÃO

De acordo com a classificação de Peres & Janson (1999), a riqueza de espécies nativas de primatas encontradas para o Estado do Paraná (*Leontopithecus caissara, Cebus nigritus, Alouatta clamitans, A. caraya* e *Brachyteles arachnoides*) pode ser classificada como depauperada em relação às encontradas para os ambientes neotropicais. Isso pode estar associado aos efeitos das baixas pluviosidades, altas latitudes e marcada sazonalidade das florestas (Peres & Janson, 1999; Reed & Fleagle, 1995). Devemos salientar ainda, o aumento dessa riqueza para o Estado ocasionado pela presença inadequada de espécies introduzidas pela ação do homem (*Callithrix jacchus* e *C. penicillata*), elevando o número para sete espécies, as quais são discutidas abaixo.

Leontopithecus caissara foi descrito em 1990 no Estado do Paraná tendo como localidade tipo a Barra do Ararapira, Ilha de Superagüi, município de Guaraqueçaba (Lorini & Persson, 1990a). Este primata apresenta distribuição restrita ao litoral norte do Paraná e litoral sul de São Paulo (Lorini & Person, 1990a, 1994; Martuscelli & Rodrigues, 1992; Rylands *et al.*, 2002; Valladares-Pádua & Prado, 1996). É uma espécie pouco conhecida e com poucos estudos disponíveis na literatura científica (Lorini & Person, 1990a, 1994; Prado & Valladares-Pádua, 2004; Valladares-Pádua & Prado, 1996; Vivekananda, 1994). Sua ocorrência em duas UCs pode, de certa forma, manter protegida sua população. As maiores ameaças a essa espécie são a destruição de hábitat, a caça, o comércio ilegal (Margarido & Braga, 2004) e a suscetibilidade a eventos estocásticos por se tratar de uma espécie de pequena população e pequena distribuição. O mico-leão-de-cara-preta apresenta uma população reduzida que foi estimada em aproximadamente 344 indivíduos (CBSG, 2005), a qual associada à sua distribuição restrita, lhe conferiu o status de Criticamente em Perigo (Fonseca *et al.*, 1994; Margarido & Braga, 2004; Mittermeier *et al.*, 1993, 2005). Ressalta-se também o fato de que *L. caissara* está entre os 25 taxa de primatas mais ameaçados do mundo (Mittermeier *et al*., 2005).

Callithrix jacchus e *C. penicillata* são espécies de distribuição natural do nordeste e do Cerrado brasileiro, respectivamente. Ocupam fragmentos florestais, parques, praças e são encontradas introduzidas nas regiões sul e sudeste do Brasil desde a década de 1980 (Mittermeier *et al.*, 1982; Stevenson & Rylands, 1988). Por se tratarem de animais onívoros e oportunistas, podem causar danos ambientais nos ambientes

onde foram introduzidos (Affonso *et al*., 2004; Ruiz-Miranda *et al*., 2000). Podem competir por recursos com outras espécies nativas (Affonso *et al.*, 2004), tais como as aves, das quais podem também predar ovos e ninhêgos. No Estado do Paraná, estudos sobre o impacto desses primatas nas espécies nativas são inexistentes.

Cebus nigritus está entre os mamíferos mais facilmente encontrados em fragmentos florestais do Estado do Paraná (Rocha, 2001). Ocupa desde grandes remanescentes florestais, como o PARNA do Iguaçu (185.000 ha), e matas contínuas, como a APA de Guaraqueçaba, até fragmentos mínimos e degradados de 10 ha. Rocha (2000) acredita que a espécie pode sobreviver em pequenos fragmentos florestais desde que tenha acesso a pomares e plantações adjacentes, como plantios de milho, cana-de-açúcar e mandioca, de onde os animais obtém um importante suplemento alimentar. Em algumas regiões do Estado, *C. nigritus* tem sido considerada como praga por produtores agrícolas ao invadir e atacar plantações e pomares, até mesmo monoculturas de *Pinus* sp. (Koehler & Firkowski, 1996; Rocha, 2000). Estes fatos podem comprometer seriamente a conservação da espécie. Análises sobre seu impacto naquelas plantações poderiam vir a melhorar sua imagem junto aos produtores rurais. Apesar dessa problemática, a presença da espécie em várias UCs ao longo do Estado, associada à sua alta adaptabilidade a ambientes alterados, pode, de certo modo, garantir sua sobrevivência. Contudo, sua biologia pouco conhecida e a expansão desenfreada da fronteira agrícola poderão aumentar o impasse entre a espécie e o agro-negócio, tornando incerta e perigosa qualquer predição sobre sua conservação.

Alouatta clamitans ocupa desde grandes remanescentes florestais e matas contínuas (*e.g.*, PARNA do Iguaçu e APA de Guaraqueçaba) até fragmentos de menor porte, como um fragmento de 9 ha de Floresta Ombrófila Mista no município de São José dos Pinhais. Apesar de ser encontrada em pequenos fragmentos de até 2 ha em algumas regiões de sua distribuição geográfica (Ribeiro & Bicca-Marques, 2005), este tipo de ocorrência não foi verificado para o Estado do Paraná. De modo geral, as espécies do gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 parecem ser pré-adaptadas para enfrentar certas conseqüências da fragmentação ambiental (Bicca-Marques, 2003; Jones, 1995). Sua dieta folívoro-frugívora (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1995; Crockett & Eisenberg, 1987; Milton, 1980; Miranda & Passos, 2004) pode permitir uma redução nas dimensões de sua área de vida, desde que haja um aumento no consumo de folhas em sua dieta. Além do mais, *A.*

clamitans parece ser adaptável a florestas em regeneração (Miranda, 2004). Tal adaptabilidade permite à espécie habitar ambientes fragmentados (Bicca-Marques, 2003; Crockett, 1998) que são comuns ao longo da paisagem paranaense. A sua presença registrada em 15 UCs poderia mostrar uma situação atual de conservação satisfatória em curto prazo. Para o Estado do Paraná, *A. clamitans* é considerada Vulnerável (Margarido & Braga, 2004). Sua conservação parece ser mais comprometida na Floresta Ombrófila Mista, cujo ambiente está ameaçado de extinção (ITCF, 1987; Maack, 1968).

Alouatta caraya pode utilizar florestas primárias e secundárias de terra firme, florestas secundárias e clímax de inundação e até mesmo capoeirões no oeste do Estado (L.M. Aguiar & G. Ludwig, dados não publicados). De modo similar ao que ocorre na porção média do rio Paraná (Bravo & Sallenave, 2003; Brown & Zunino, 1994; Zunino *et al*., 1996, 2001), a espécie parece estar mais associada às matas ciliares e fragmentos nos arredores da porção alta do rio, sendo substituída por *A. clamitans* a leste do Estado. *Alouatta caraya* parece ser menos sensível à fragmentação quando comparada a *A. clamitans* (Codenotti *et al*., 2002; Di Bitetti *et al*., 1994), podendo sobreviver em ambientes fragmentados mínimos de até 0,3 ha (Bicca-Marques, 1990). Mesmo ocorrendo em três UCs a espécie é considerada como Em Perigo no Estado do Paraná devido à distribuição restrita e à destruição de seu hábitat, além da caça e comércio ilegal (Margarido & Braga, 2004).

Brachyteles arachnoides é uma espécie endêmica da Floresta Ombrófila Densa ou Floresta Atlântica *strictu sensu* (Nishimura *et al.*, 1988) possuindo no Estado do Paraná o limite sul de sua distribuição geográfica (Koehler *et al.*, 2002). *Brachyteles arachnoides* está ameaçado ao longo de toda sua distribuição (Fonseca *et al.*, 1994; Fundação Biodiversitas, 2003; Koehler *et al.*, 2002; Machado *et al.*, 1998; Margarido & Braga, 2004; Mittermeier *et al.*, 1993) e consta entre os primatas mais ameaçados do Brasil (Fonseca *et al.*, 1994; Fundação Biodiversitas, 2003). Das três localidades com registro da espécie no Estado, apenas a população de Guaraqueçaba estaria protegida por uma UC (APA de Guaraqueçaba). Entretanto, os registros apresentados em Martuscelli *et al.* (1994) são históricos e atualmente não se conhecem populações nas regiões de Guaraqueçaba e Jaguariaíva. A pequena população do município de Castro (aproximadamente 25 indivíduos – A.B. Koehler, dados não publicados) vive em um ambiente fragmentado pertencente a um mosaico ambiental formado por talhões de *Pinus* sp., áreas de agricultura e florestas em vários graus

de regeneração (F.C. Passos & J.M.D. Miranda, dados não publicados). Uma pequena população, associada à ausência de qualquer tipo de UC na região, compromete a conservação da espécie no Estado, conferindo um status regional de Criticamente em Perigo (Margarido & Braga, 2004).

Simpatrias

Leontopithecus caissara vive numa zona de simpatria com *A. clamitans* e *C. nigritus* em Guaraqueçaba, mas somente *A. clamitans* é conhecida no PARNA de Superagüí. Não foi encontrada na literatura uma área de simpatria conhecida entre *L. caissara* e *C. nigritus*, embora tal distribuição simpátrica possa ocorrer em algumas localidades.

Cebus nigritus tem simpatria com *A. clamitans* em quase toda distribuição no Paraná, com *A. caraya* no oeste do Estado, com *B. arachnoides* nos municípios de Guaraqueçaba e Castro, e com as duas espécies de *Callithrix* em Maringá. Estas espécies de sagüis ocorrem em simpatria com *A. clamitans* em São José dos Pinhais.

Brachyteles arachnoides tem simpatria com *A. clamitans* e *C. nigritus* na área ocorrente do município de Castro. Nesta região existe um macho adulto de *A. clamitans* que acompanha o grupo de *B. arachnoides*, ocorrendo interações interespecíficas (D. Miranda, dados não publicados).

Em relação à zona de simpatria entre *A. clamitans* e *A. caraya*, esta potencialmente pode ocorrer ao longo do oeste do Estado do Paraná, Rio Grande do Sul e na Província de Misiones na Argentina (Codenotti *et al*., 2002; Crockett, 1998; Di Bitetti *et al*., 1994; Gregorin, 2006; Hirsch *et al.*, 1991; Neville *et al.*, 1988). Apesar da potencial faixa de simpatria ser relativamente extensa, atualmente no Estado do Paraná são conhecidas somente duas localidades onde as duas espécies ocorrem concomitantemente: Mata do Bugio e Paradão das Araras (Aguiar *et al.*, no prelo). Ambas localidades estão inseridas no PARNA de Ilha Grande.

Espécies com distribuição limítrofe ao Estado do Paraná

Além dos primatas de ocorrência confirmada para o Estado, existem algumas espécies que possuem distribuições limítrofes e que, porventura poderiam apresentar registros no território paranaense. Dentre essas espécies figuram *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan,

1823) (mico-leão-preto), *Cebus libidinosus* Spix, 1823 (macaco-prego), *Aotus azarae* (Humboldt, 1812) (macaco-da-noite) e *Callicebus pallescens* Thomas, 1907 (sauá).

Leontopithecus chrysopygus possui o limite sul de distribuição na margem direita do rio Paranapanema, divisa dos Estados do Paraná e São Paulo. A espécie ocorre entre os rios Paranapanema e Tietê (Lima *et al*., 2003; Röhe *et al.*, 2003; Rylands *et al*., 2002; Valladares-Pádua *et al.*, 1994), sendo que a maior população conhecida encontra-se no Parque Estadual Morro do Diabo, às margens do rio Paranapanema. *Cebus libidinosus* (sinonímia: *C. cay sensu* Silva Jr., 2001) com ocorrência no Mato Grosso do Sul, apresenta o rio Paraná como um limite de sua distribuição (Rylands *et al*., 2005). Porém, há pouco tempo esta espécie de macaco-prego era tratada como *Cebus apella* (Linnaeus, 1758), da mesma forma que a congênere *C. nigritus*. Ainda assim, revisões recentes ainda divergem em relação à taxonomia desses taxa de *Cebus* (Rylands *et al*., 2005; Silva Jr., 2001).

Nos dois casos acima, *L. chrysopygus* e *C. libidinosus*, o limite de distribuição das espécies parece ser realizado por grandes rios que sofreram enchentes devido à construção de inúmeras hidrelétricas ao longo de seus percursos. Translocações em resgate de fauna em hidrelétricas ou mesmo translocações ilícitas devido ao trafico de animais podem contribuir para a presença desses taxa no Estado. Portanto, seja por problemas sistemáticos ou translocações inadequadas, novos registros dessas espécies poderão ocorrer no Estado do Paraná.

Aotus azarae possui parte de sua distribuição em países vizinhos ao Estado do Paraná, como o Paraguai e Argentina (Bertonatti, 1995; Brooks, 1996; Di Bitteti & Arditi, 1993). Por se tratar de um animal dificilmente observado e pouco estudado, podem ocorrer novos registros da espécie a oeste do Estado, ampliando sua distribuição para o Paraná.

Callicebus pallescens também tem sua distribuição até o Paraguai (Brooks, 1996; van Roosmalen *et al.*, 2002) e se esta for mais bem estudada, existe a possibilidade de sua distribuição ser estendida até o Paraná.

Em suma, as regiões pouco amostradas do Estado do Paraná requerem maiores esforços em campo a fim de verificar se os registros de ocorrências históricas (registros de museus) ainda são válidos e ampliar o grau de conhecimento acerca da distribuição e estado de conservação dos primatas ocorrentes no Estado.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq (Processo nº 306194/2006-6) pela Bolsa de Produtividade em pesquisa de F. C. Passos e pelas bolsas de J. M. D. Miranda, L. M. Aguiar e G. Ludwig. Ao CNPq/PIBIC pela bolsa de estudos de R. F. Moro-Rios. À Dra. Tereza C. C. Margarido pelo acesso à coleção de primatas do Museu de História Natural do Capão da Imbuia. Ao Prof. Dr. Mário de Vivo pelo acesso à coleção de primatas do Museu de Zoologia da USP. Ao Prof. Estefano F. Jablonski pelo acesso à coleção de primatas do Museu de Zoologia da PUC-PR. Ao Prof. Dr. Oscar A. Shibatta pelo acesso à coleção de primatas do Museu de Zoologia da UEL e ao Prof. Dr. Erivelto Goulart, Coordenador do Departamento de Zoologia, pelo acesso à coleção de primatas do museu de Zoologia da UEM. Ao Dr. Vlamir J. Rocha, à M.Sc. Simone Dala Rosa, ao M.Sc. Alexandre B. Köheler, aos Biólogos Mauro M. Brito, Rubens Fabrin, Kauê C. Abreu, Tiago G. Boscarato, Ives S. Arnoni, Thais P. Kasecker, Alexandre C. Dalabona, Gil C. Shultz Jr., Eduardo Carrano, Thiago P. Valente, Roberta W. Lipiski, Denilton R. J. Carvalho e ao Médico Veterinário Daniel M. Mellek pela cessão de comentários pessoais de ocorrências de primatas no Paraná. Ao Isaías A. Pereira da Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SEMA/PR pelo fornecimento dos mapas da cobertura florestal paranaense.

BIBLIOGRAFIA

Affonso, A., Ruiz-Miranda, C.R., Martins, A. & Beck, B. (2004) Interações ecológicas entre mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) reintroduzido e mico-estrela (*Callithrix jacchus*) introduzido em fragmentos de Mata Atlântica, RJ. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 8* (S.L. Mendes, & A.G. Chiarello, eds.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Vitória, pp. 123-134.

Aguiar, L.M., Ludwig, G., Malanski, L.S., Hilst, C.L.S. & Passos, F.C. (2005) Tentativa de infanticídio por um macho dominante de *Alouatta caraya* (Humboldt) (Primates, Atelidae) em um infante extra grupo devido a influência do observador. *Revista Brasileira de Zoologia* 22:1201-1203.

Aguiar, L.M., Ludwig, G., Svoboda, W.K., Teixeira, G.M., Hilst, C.L.S., Shiozawa, M.M., Malanski, L.S., Silva, V.O., Cristóvão, E.C., Mello, A.M., Navarro, I.T. & Passos, F.C. (2007) Use of traps

to capture black and gold howlers (*Alouatta caraya*) on the islands of the upper Parana river, southern Brazil. *American Journal of Primatology* 69:241-247.

Aguiar, L.M., Mellek, D.M., Abreu, K.C., Boscarato, T.G., Bernardi, I.P., Miranda, J.M.D. & Passos, F.C. (No prelo) Sympatry between *Alouatta caraya* and *Alouatta clamitans* and the rediscovery of free-ranging potential hybrids in southern Brazil. *Primates* 48.

Aguiar, L.M., Reis, N.R., Ludwig, G. & Rocha, V.J. (2003) Dieta, área de vida, vocalizações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no norte do Estado do Paraná. *Neotropical Primates* 11:78-86.

Ayres, J.M. & Clutton-Brock, T.H. (1992) River boundaries and species range size in Amazonian Primates. *The American Naturalist* 140: 531-537.

Bertonatti, C. (1995) El comercio de primates em la República Argentina. *Neotropical Primates* 3(2):35-37.

Bicca-Marques, J.C. (1990) A new southern limit for the distribution of *Alouatta caraya* in Rio Grande do Sul state, Brazil. *Primates* 31: 449-451.

Bicca-Marques, J.C. (2003) How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, ed.). Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp. 283-303.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1995) Ecologia alimentar do gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 (Primates, Cebidae). *Ciência Agronômica, Cadernos UFAC* 3:23-49.

Bigarella, J.J. (1978) *A Serra do Mar e Porção Oriental do Estado do Paraná: Um Problema de Segurança Ambiental e Nacional*. Governo do Paraná, Secretaria de Estado do Planejamento e Associação de Defesa e Educação Ambiental, Curitiba.

Borges, C.R.S. (1989) Composição mastofaunística do Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Bravo, S.P. & Sallenave, A. (2003) Foraging behavior and activity patterns of *Alouatta caraya* in the Northeastern Argentinean Flooded Forest. *International Journal of Primatology* 24:825-846.

Brooks, D.M. (1996) Some observations on primates in Paraguay. *Neotropical Primates* 4(1):15-19.

Brown, A.D. & Zunino, G.E. (1994) Hábitat, densidad y problemas de conservación de los primates de Argentina. *Vida Sylvestre Neotropical* 3:30-40.

CBSG (2005) *Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment: Briefing Book.* Conservation Breeding Specialist Group (IUCN/SSC), Brasília.

Codenotti, T.L., Silva, V.M., Albuquerque, V.J., Camargo, E.V. & Silveira, R.M. (2002) Distribuição e situação atual de conservação de *Alouatta caraya* (Humboldt, 1812) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Primates* 10:132-141.

Crockett, C.M. (1998) Conservation biology of genus *Alouatta*. *International Journal of Primatology* 19:549-578.

Crockett, C.M. & Eisenberg, J.F. (1987) Howlers: variations in group size and demography. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhasker, eds.). University of Chicago Press, Chicago, pp. 54-68.

Di Bitetti, M.S. & Arditi, S.I. (1993) La primatologia de campo en Argentina. *Neotropical Primates* 1(4):13-17.

Di Bitetti, M.S., Placci, G., Brown, A.D. & Rode, D.I. (1994) Conservation and population status of the brown howling monkey (*Alouatta fusca clamitans*) in Argentina. *Neotropical Primates* 2(4): 1-4.

Fonseca, G.A.B. (1985) The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34:17-34.

Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Costa, C.N.R., Machado, R.B. & Leite, Y.L.R. (1994) *Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Fundação Biodiversitas (2003) *Lista das Espécies Terrestres da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção Segundo o Workshop da Fundação Biodiversitas de Dezembro de 2002 com Categorias UICN.* Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Garcia, J.L., Svoboda, W.K., Chryssafidis, A.L., Malanski, L.S., Shiozawa, M.M., Aguiar, L.M., Teixeira, G.M., Ludwig, G., Silva, L.R., Hilst, C., Navarro, I.T. (2005) Sero-epidemiological survey for toxoplasmosis in wild New World monkeys (*Cebus* spp.; *Alouatta caraya*) at the Paraná River Basin, Paraná State, Brazil. *Veterinary Parasitology* 133:307-311.

Goodman, S.M. & Ganzhorn, J.U. (2004) Biogeographic of lemurs in the humid forests of Madagascar: the role of elevational distribution and rivers. *Journal of Biogeography* 31:47-55.

Gregorin, R. (2006) Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelinae) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23:64-144.

Hatschbach, G. & Ziller, S. (1995) *Lista Vermelha das Plantas Ameaçadas de Extinção do Estado do Paraná.* Instituto Ambiental do Paraná (IAP)/Deutsche Gesselschaft für Technische Zussammenarbeit (GTZ), Curitiba.

Haugaasen, T. & Peres C.A. (2005) Primate assemblage structure in amazonian flooded and unflooded forests. *American Journal of Primatology* 67:243-258.

Hirsch, A., Landau, E.C., Tedeschi, A.C.M. & Menegheti, J.O. (1991) Estudo comparativo das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 (Platyrrhini, Atelidae) e sua distribuição geográfica na América do Sul. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 3* (A.B. Rylands & A.T Bernardes, eds.). Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, pp. 239-263.

IAPAR (1978) *Cartas Climáticas Básicas do Estado do Paraná.* Instituto Agronômico do Paraná, Londrina.

IBGE (1996) *Brasil em Números: 1995-1996, vol. 4.* Centro de Documentação e Disseminação de Informações/Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)/Ministério do Planejamento e Orçamento, Rio de Janeiro.

ITCF (1987) *Atlas do Estado do Paraná.* Instituto de Terras, Cartografia e Florestas, Curitiba.

Jarreta, I.T.D., Santos, K.C.P.S. & Yamamoto, M.E. (1997) A primatologia no Brasil: 10 anos de Current Primate References. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 6* (M.B.C. Sousa & A.A.L. Menezes, eds.). EDUFRN/SBPr, Natal, pp. 281-292.

Jones, C.B. (1995) Howler monkeys appear to be preadapted to cope with habitat fragmentation. *Endangered Species UPDATES* 12:9-10.

Kierulff, M.C.M., Raboy, B.E., Oliveira, P.P., Miller, K., Passos, F.C. & Prado, F. (2002) Behavioral ecology of lion tamarins. In: *Lion Tamarins: Biology and Conservation* (D.G. Kleiman & A.B. Rylands, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, pp.157-187.

Koehler, A. & Firkowski, C. (1996) Descascamento de pinus por macaco-prego (*Cebus apella*). *Floresta* 24:61-75.

Koehler, A., Pereira, L.C.M. & Nicola, P.A. (2002) New locality for the wooly spider monkey *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806)

in Paraná State and the urgency of strategies for conservation. *Estudos de Biologia* 24(49):25-28.

Lange, R.B. & Jablonski, E.F. (1981) Lista prévia dos Mammalia do Estado do Paraná. *Estudos de Biologia* 4:1-35.

Lehman, S.M. (2004) Distribution and diversity of primates in Guyana: species-area relationships and riverine barriers. *International Journal of Primatology* 25:73-95.

Lima, F.S., Silva, I.C., Martins, C.S. & Valladares-Pádua, C. (2003) On the occurrence of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in Buri, São Paulo, Brazil. *Neotropical Primates* 11: 76-77.

Lorini, M.L. & Persson, V.G. (1990a) Nova espécie de *Leontopithecus* Lesson, 1840, do sul do Brasil (Primates, Callitrichidae). *Boletim do Museu Nacional Nova Série* 338:1-14.

Lorini, M.L. & Persson, V.G. (1990b) A contribuição de André Mayer a história natural no Paraná (Brasil). II Mamíferos do Terceiro Planalto Paranaense. *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 33:117-132.

Lorini, M.L. & Persson, V.G. (1994) Status of field research on *Leontopithecus caissara*: the Black-faced Tamarin Project. *Neotropical Primates* 2(suppl.):52-55.

Ludwig, G., Aguiar, L.M., Miranda, J.M.D., Teixeira, G.M., Svoboda, W.K., Shiozawa, M.M., Hilst, C.L.S., Navarro, I.T. & Passos, F.C. (2007) Cougar predation on black-and-gold howlers on Mutum Island, southern Brazil. *International Journal of Primatology* 28:39-46.

Maack, R. (1968) *Geografia Física do Estado do Paraná*. Max Roesner, Curitiba.

Machado, A.B., Fonseca, G.A.B., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S. & Lins, L.V. (1998) *Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Margarido, T.C.C. & Braga, F.G. (2004) Mamíferos. In: *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná* (S.B. Mikich & R.S. Bérnils, eds.). Governo do Paraná/SEMA/IAP, Curitiba, pp. 27-142.

Martuscelli, P. & Rodrigues, M.G. (1992) Novas populações do mico-leão-caissara, *Leontopithecus caissara* (Lorini & Persson, 1990) no sudeste do Brasil (Primates, Callitrichidae). *Revista do Instituto Florestal* 4:920-924.

Martuscelli, P., Petroni, L.M. & Olmos, F. (1994) Fourteen new localities for the muriqui *Brachyteles arachnoides*. *Neotropical Primates* 2(2):12-15.

Mello, M.T. (1984) *A Primatologia no Brasil*. Sociedade Brasileira de Primatologia, Belo Horizonte.

Milton, K. (1980) *The Foraging Strategy of Howler Monkeys: A Study in Primate Economics*. Columbia University Press, Columbia.

Miranda, J.M.D. (2004) Ecologia e conservação de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 em Floresta Ombrófila Mista no Estado do Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Miranda, J.M.D. & Passos, F.C. (2003) Posturas corporais utilizadas na alimentação de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940, em um remanescente de Floresta com Araucária no município de Balsa Nova, Estado do Paraná. *Estudos de Biologia* 25(51):11-15.

Miranda, J.M.D. & Passos, F.C. (2004) Hábito alimentar de *Alouatta guariba* (Humboldt) (Primates, Atelidae) em Floresta de Araucária, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21:821-826.

Miranda, J.M.D. & Passos, F.C. (2005) Composição e dinâmica de grupos de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera (Primates, Atelidae) em Floresta Ombrófila Mista no Estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22:99-106.

Miranda, J.M.D., Aguiar, L.M., Ludwig, G., Moro-Rios, R.F. & Passos, F.C. (2005a) The first seven months of an infant of *Alouatta guariba* (Humboldt) (Primates, Atelidae): interactions and the development of behavioral patterns. *Revista Brasileira de Zoologia* 22:1191-1195.

Miranda, J.M.D., Bernardi, I.P, Abreu, K.C. & Passos, F.C. (2005b) Predation on *Alouatta guariba clamitans* Cabrera (Primates, Atelidae) by *Leopardus pardalis* (Linnaeus) (Carnívora, Felidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 22:793-795.

Miranda, J.M.D., Bernardi, I.P., Moro-Rios, R.F., Aguiar, L.M., Ludwig, G. & Passos, F.C. (2004) Social structure of a *Alouatta guariba clamitans*: a group with a dominat female. *Neotropical Primates* 12:135-138.

Miranda, J.M.D., Bernardi, I.P., Moro-Rios, R.F. & Passos, F.C. (2006a) Antipredator behavior of brown howlers attacked by black hawk-eagles in Southern Brazil. *International Journal of Primatology* 27:1097-1101.

Miranda, J.M.D., Bernardi, I.T., Moro-Rios, R.F. & Passos, F. C. (2006b) Three years on demography of a group of *Alouatta guariba*

clamitans Cabrera (Primates, Atelidae): growth and fission. *Revista Brasileira de Zoologia* 23:703-706.

Miretzki, M. (2003) Morcegos do Estado do Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera): riqueza de espécies, distribuição e síntese do conhecimento atual. *Papéis Avulsos de Zoologia* 42:101-138.

Mittermeier, R.A., Coimbra-Filho A.F., Constable, I.D., Rylands, A.B. & Valle, C. (1982) Conservation of primates in the Atlantic Forest of eastern Brazil. *Intenational Zoo Yearbook* 22:2-17.

Mittermeier, R.A., Stuart, S.N. & Groobridge, B. (1993) A revision of the 1990 IUCN List of Threatened Animals. *Neotropical Primates* 1(2):1-2.

Mittermeier, R.A., Valladares-Pádua, C., Rylands, A.B., Eudey, A.A., Butynsky, T.M., Ganzhorn, J.U., Kormos, R., Aguiar, J.M., Walker, S. (2005) *Primates in Peril: The World´s 25 Most Endangered Primates 2004-2006*. IUCN/ PSG, IPS, CI, Washington DC.

Neville, M.K., Glander, K.E., Braza, F. & Rylands, A.B. (1988) The howling monkeys, genus *Alouatta*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A. Coimbra-Filho & G.A.B Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, DC, pp. 349-453.

Nishimura, A., Fonseca, G.A.B., Mittermeier, R.A., Young, A.L., Strier, K.B. & Valle, C.M.C. (1988) The muriqui, genus *Brachyteles*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A. Coimbra-Filho & G.A.B Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, DC, pp. 577-610.

Oliveira, E.H.C., Lima, M.M.C., Sbalqueiro, I.J. & Silva, A.F. (1999) Analysis of polimorphic NORs in *Alouatta* species (Primates, Atelidae). *Caryologia* 52:169-175.

Oliveira, E.H.C., Suemitsu, E., Silva, A.F. & Sbalqueiro, I.J. (2000) Geographical variation of chromosomal number in *Alouatta fusca clamitans* (Primates, Atelidae). *Caryologia* 53:163-168.

Peres, C.A. & Janson, C.M. (1999) Species coexistence, distribution and enviromental determinants of neotropical primate richness. In: *Primate Communities* (J.G. Feagle, C.H. Janson & K.E. Reed, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 55-69.

Persson, V.G. & Lorini, M.L. (1990) Contribuição ao conhecimento mastofaunístico da porção centro-sul do Estado do Paraná. *Acta Biologica Leopoldensia* 12:79-98.

Prado, F. (1999) Ecologia, comportamento e conservação do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Parque Nacional do

Superagüi, Guaraqueçaba, Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

Prado, F. & Valladares-Pádua, C. (2004) Ecologia alimentar de um grupo de mico-leao-da-cara-preta, *Leontopithecus caissara* (Primates: Callithrichidae), no Parque Nacional de Superagui, Guaraqueçaba - PR, Brasil. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 8* (S.L. Mendes & A.G. Chiarello, eds.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Vitória, pp. 145-154.

Reed, K.E. & Fleagle, J.G. (1995) Geographic and climatic control of primate diversity. *Proceedings of National Academy of Sciences* 92: 7874-7876.

Reed, K.E. & Bidner L.R. (2004) Primate communities: past, present and possible future. *Yearbook of Physical Anthropology* 47:2-39.

Ribeiro, S. & Bicca-Marques, J.C. (2005) Características da paisagem e sua relação com a ocorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates, Atelidae) em fragmentos florestais no Vale do Taquari, RS. *Natureza & Conservação* 3(2): 65-78.

Rocha, V.J. (2000) Macaco-prego, como controlar esta nova praga florestal? *Floresta* 30:95-99.

Rocha, V.J. (2001) Ecologia de mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR). Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Rocha, V.J., Aguiar, L.M., Ludwig, G., Hilst, C.L.S., Teixeira, G.M., Svoboda, W.K., Shiozawa, M.M., Malanski, L.S., Navarro, I.T., Marino, J.H.F. & Passos, F.C. (2007) Techniques and trap models for capturing wild tufted capuchins. *International Journal of Primatology* 28:231-243.

Rocha, V.J., Reis, N.R. & Sekiama, M.L. (1998) Uso de ferramentas por *Cebus apella* (Linnaeus) (Primates, Cebidae) para a obtenção de larvas de Coleoptera que parasitam sementes de *Syagrus romanzoffianum* (Cam.) Glassm. (Arecaceae). *Revista Brasileira de Zoologia* 15:945-950.

Röhe, F., Antunes, A.P. & Tófoli, C.F. (2003) The discovery of a new population of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Serra de Paranapiacaba, São Paulo, Brazil. *Neotropical Primates* 11:75-76.

Ruiz-Miranda, C.R., Affonso, A.G., Martins, A. & Beck, B. (2000) Distribuição do sagüi (*Callithrix jacchus*) nas áreas de ocorrência do

mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) no Estado do Rio de Janeiro. *Neotropical Primates* 8:98-101.

Rylands, A.B., Fonseca, G.A.B., Leite, Y.L.R. & Mittermeier, R.A. (1996) Primates of the Atlantic forest: origin, distributions, endemism, and communities. In: *Adaptive Radiations of Neotropical Primates* (M.L. Norconk, A.L. Rosenberger & P.A. Garber, eds.). Plenum Press, New York, pp.21-51.

Rylands, A.B., Kierulff, M.C.M. & Mittermeier, R.A. (2005) Notes on the taxonomy and distribution of the tufted capuchin monkeys (*Cebus*, Cebidae) of South America. *Lundiana* 6:97-110.

Rylands, A.B., Kierulff, M.C.M. & Pinto, L.P.S. (2002) Distribution and status of lion tamarins. In: *Lion Tamarins Biology and Conservation* (D.G. Kleiman & A.B. Rylands, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 42-70.

Rylands, A.B., Schneider, H., Langguth, A., Mittermeier, R.A., Groves, C.P. & Rodrigez-Luna, E. (2000) An assessment of the diversity of New World primates. *Neotropical Primates* 8:61-93.

Silva Jr., J.S. (2001) Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae). Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SPVS (1996) *Manual de Recuperação da Reserva Florestal Legal.* Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, Curitiba.

Stevenson, M.F. & Rylands, A.B. (1988) The marmosets, genus *Callithrix*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, DC, pp. 131-222.

Valladares-Pádua, C., Pádua, S.M. & Cullen Jr., L. (1994) The conservation biology of the black lion tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*: first ten years' report. *Neotropical Primates* 2(suppl.): 36-39.

Valladares-Pádua, C. & Prado, F. (1996) Notes on the natural history of the black-faced lion tamarin *Leontopithecus caissara. Dodo, Journal of Wildlife Preservation Trust* 32:123-125.

van Roosmalen, M.G.M, van Roosmalen, T. & Mittermeier, R.A. (2002) A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. *Neotropical Primates* 10(suppl.):1-52.

Vidolin, G.P. & Mikich, S.B. (2004) *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) no P. E. Vila Rica do Espírito Santo, Fênix-PR: Estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica dos grupos. In: *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Fundação O Boticário de proteção a Natureza e Rede Pró-Unidades de Conservação, Curitiba, pp. 196-205.

Vivekananda, G. (1994) The Superagüi National Park: problems concerning the protection of the black-faced lion tamarin, *Leontopithecus caissara*. *Neotropical Primates* 2(suppl.):56-57.

Wons, I. (1994) *Geografia do Paraná. com Fundamentos de Geografia Geral.* Editora Ensino Renovado, Curitiba.

Yamamoto, M.E. & Sousa, M.B.C. (1993) *A Primatologia no Brasil, vol. 4.* Editora Universitária UFRN, Natal.

Zunino, G.E., Bravo, S.P., Ferreira, F.M. & Reisenman, C. (1996) Characteristics of two types of habitat and the status of the howler monkey (*Alouatta caraya*) in northern Argentina. *Neotropical Primates* 4(2):48-50.

Zunino, G.E., Gonzáles, V., Kowalewski, M.M. & Bravo, S.P. (2001) *Alouatta caraya*: relations among habitat, density and social organization. *Primate Report* 61:37-46.

Anexo 1

Lista dos registros de ocorrência de primatas no Estado do Paraná.

Procedência	Latitude S	Longitude O	Altitude (m)	Fonte (nº tombo)
Alouatta caraya				
Altônia	23º52'28"	53º54'06"	380	Tiepolo (com. pess.) *in:* Margarido & Braga (2004)
Altônia, PARNA Ilha Grande	23º52'28"	53º54'06"	380	Obs. pess.
Altônia, Ilha Bandeirantes	23º52'28"	53º54'06"	380	Hirsch *et al.* (1991)
Guairá, PARNA Ilha Grande	24º04'48"	54º15'21"	220	Obs. pess.
Icaraíma	23º23'44"	53º.36'50"	305	Obs. pess.
Icaraíma, Porto Camargo	23º22'05"	53º44'35"	284	Obs. pess.
Marilena	22º44'09"	53º02'24"	380	Obs. pess.
Nova Londrina	22º45'57"	52º59'06"	400	Obs. pess.
PARNA do Iguaçu	25º32'52"	54º35'17"	164	MHNCI (nºs 222, 224, 295, 296, 297)
PARNA Ilha Grande	23º30'30"	53º43'40"	405	MHNCI (nº 2550)
Porto Rico	22º46'20"	53º16'01"	252	DZUP (nºs 8014, 8015, 8016, 8017, 8018, 8090); Aguiar *et al.* (2005); Ludwig *et al.* (2007)
Porto São José	22º43'07"	53º10'35"	252	Obs. pess.
Querência do Norte, Ilha Longa	23º05'01"	53º29'04"	338	Hirsch *et al.* (1991)
São Jorge do Patrocínio, PARNA Ilha Grande	23º45'43"	53º52'44"	274	Obs. pess.
São Pedro do Paraná	22º49'26"	53º13'12"	285	Obs. pess.
Vila Alta, PARNA Ilha Grande	23º30'30"	53º43'40"	405	Obs. pess.
Alouatta clamitans				
Almirante Tamandaré	25º19'29"	49º18'36"	945	MHNCI (nº 3404)
Antonina	25º25'43"	48º42'43"	20	Obs. pess.
Adrianópolis, PE Lauráceas	24º39'26"	48º59'28"	250	Margarido, Braga & Vidolin (com. pess.) *in:* Margarido & Braga (2004)
Araucária, Guajuvira	25º35'51"	49º30'59"	867	Obs. pess.
Araucária, Palmital	25º35'35"	49º24'37"	897	MHNCI (nº 1853)
Araucária, Tomás Coelho	25º35'35"	49º24'37"	897	MZPUCPR (nºs 099, 2647)

Balsa Nova	25º35'02"	49º38'08"	871	Obs. pess.
Balsa Nova, Bugre	25º29'27"	49º37'27"	910	Miranda & Passos (2004, 2005)
Balsa Nova, São Luiz do Purunã	25º28'18"	49º42'53"	932	Obs. pess.
Campo do Tenente	25º58'41"	49º40'58"	798	MHNCI (nº 1851)
Campo Largo, Bateias	25º21'18"	49º30'32"	880	Obs. pess.
Campo Largo, São Silvestre	25º03'23"	49º38'48"	741	Obs. pess.
Campo Largo, Três Córregos	25º27'31"	49º31'42"	956	Obs. pess.
Castro	24º47'28"	50º00'43"	999	Obs. pess.
Castro, Terra Nova	24º47'28"	50º00'43"	999	MHNCI (nºs 292, 293)
Castro, Tijuco Preto	24º47'28"	50º00'43"	999	MHNCI (nº 2504)
Cerro Azul	25º08'48"	53º50'55"	620	S.D. Rosa & I. Arnoni (com. pess.)
Curitiba, Zoológico	25º25'40"	49º16'23"	934	Obs. pess.
Diamante do Norte, EE Caiuá	22º39'23"	52º51'35"	378	Obs. pess.
Fazenda Rio Grande	25º39'27"	49º18'29"	910	D.M. Mellek (obs. pess.)
Foz do Iguaçu	25º32'52"	54º35'17"	164	Obs. pess.
Guaraqueçaba	25º18'24"	48º19'44"	20	Obs. pess.
Guaraqueçaba, RPPN Salto Morato	25º18'24"	48º19'44"	20	Obs. pess.
Guaratuba, Cubatão	25º52'58"	48º34'29"	15	Obs. pess.
Ibiporã	23º16'09"	51º02'53"	497	Aguiar *et al.* (2003)
Icaraíma	23º23'44"	53º36'50"	305	Hirsch *et al*. (1991); obs. pess.
Icaraíma, Porto Camargo	23º22'05"	53º44'35"	284	Hirsch *et al.* (1991); obs. pess.
Inaja	22º44'57"	52º11'53"	408	Obs. Pess.
Lapa	25º46'11"	49º42'57"	908	Lipiski, R.W. & Dalabona, A.C. (com. pess.)
Morretes	25º28'37"	48º50'04"	10	Obs. pess.
Morretes, PE Pico Marumbi	25º26'13"	48º52'35"	30	Obs. pess.
Morretes, Porto de Cima	25º26'13"	48º52'35"	30	Obs. pess.
Palmas	26º29'03"	51º59'26"	1035	MHNCI (nº 033)
Palmeira	25º25'46"	50º00'23"	865	MHNCI (nº 036)
Piraí do Sul, Roseta	24º31'34"	49º56'55"	1036	MHNCI (s/nº)
Piraquara	25º26'30"	49º03'48"	905	Obs. pess.
Ponta Grossa, PE Vila Velha	25º05'42"	50º09'43"	969	Borges (1989)
Porto Amazonas	25º32'41"	49º53'25"	793	Obs. pess.
Quatro Barras, Borda do Campo	25º23'32"	49º02'54"	917	MHNCI (nº 3975)

Quedas do Iguaçu, Rio das Cobras	25º26'59"	52º54'29"	562	Margarido (com. pess.) *in:* Margarido & Braga (2004)
Querência do Norte	23º05'01	53º29'04"	338	Hirsch *et al*. (1991)
Santa Bárbara, Serra de Iratí				MHNCI (nº 037)
São João do Triunfo	25º41'00"	50º17'50"	840	MHNCI (nº 1852)
São João do Triunfo	25º41'00"	50º17'50"	840	Valente, T.P. (com. pess.)
São José dos Pinhais, Renaut	25º32'05"	49º12'23"	906	Kasecker, T.P. (com. pess.)
São Mateus do Sul	25º52'27"	50º22'58"	835	MHNCI (nº 3403)
Sapopema	23º54'39"	50º34'49"	759	Obs. pess.
Telêmaco Borba	24º19'26"	50º36'56"	700	Rocha, V.J. (com. pess.)
Tibagi, Guartelá	24º30'34"	50º24'49"	748	Obs. pess.
Tibagi, PE Caxambú	24º30'34"	50º24'49"	748	Margarido (1989)
Tijucas do Sul	25º55'41"	49º11'56"	875	MZPUCPR (nº 11564)
Tunas do Paraná	24º58'28"	49º05'09"	906	Rosa, S.D. & Arnoni, I. (com. pess.)
Ventania	24º14'45"	50º14'34"	990	Braga (com. pess.) *in:* Margarido & Braga (2004)
Vila Alta	23º30'30"	53º43'40"	405	Obs. pess.
Brachyteles arachnoides				
Guaraqueçaba (APA)	25º18'24"	48º19'44"	20	Martuscelli *et al.* (1994)
Castro	24º47'28"	50º00'43"	999	Koehler *et al.* (2002)
Jaguariaíva	24º15'04"	49º42'21"	850	Martuscelli *et al.* (1994)
Cebus nigritus				
Agudos do Sul	25º59'33"	49º20'07"	850	Obs. pess.
Antonina	25º25'43"	48º42'43"	20	Obs. pess.
Apucarana	23º33'03"	51º27'39"	820	Silva Jr. (2001)
Araucária	25º35'35"	49º24'37"	897	Jablonski, E.F. (com. pess.)
Castro	24º47'28"	50º00'43"	999	Koehler, A. (com. pess.)
Castro, Maracanã	24º47'28"	50º00'43"	999	MHNCI (nº 405)
Castro, Terra Nova	24º47'28"	50º00'43"	999	MHNCI (nºs 299, 312, 313, 314)

Clevelândia	26º23'45"	52º28'15"	967	Silva Jr. (2001)
Cruzeiro do Oeste, rio Ivaí	23º47'06"	53º04'24"	438	MHNCI (nos 461, 462)
Diamante do Norte, EE Caiuá	22º39'23"	52º51'35"	378	MHNCI (no 3912)
Fênix, PE Vila Rica do Espírito Santo	23º54'58"	51º58'45"	365	MHNCI (no 4175, 4177, 4178); Vidolin & Mikich (2004)
Foz do Iguaçú	25º32'52"	54º35'17"	164	Obs. pess.
General Carneiro	26º25'39"	51º18'56"	983	Shultz Jr., G. (com. pess.)
Guaraqueçaba	25º18'24"	48º19'44"	20	Obs. pess. (2x)
Guaraqueçaba, RPPN Salto Morato	25º18'24"	48º19'44"	20	Obs. pess.
Guaratuba, rio do Meio	25º18'24"	48º19'44"	15	MHNCI (no 196)
Ibaiti	23º50'55"	50º11'16"	760	Carvalho, D.R.J. (com. pess.)
Ibiporã	23º16'09"	51º02'53"	497	Obs. pess.
Inaja,	22º44'57"	52º11'53"	408	Obs. pess.
Jacarezinho	23º09'38"	49º58'10"	501	Silva Jr. (2001)
Jandáia do Sul	23º36'11"	51º38'36"	807	Silva Jr. (2001)
Laranjeiras do Sul	25º24'28"	52º24'58	840	MHNCI (no 168)
Loanda, RPPN Faz. Matão	22º55'23"	53º08'14"	495	Obs. pess.
Londrina, PE Mata dos Godoy	23º18'37"	51º 09'46"	585	Rocha (2001)
Londrina, Horto da UEL	23º18'37"	51º 09'46"	585	MZUEL (s/no)
Maringá, Parque Ingá	23°25'31''	51°56'19''	596	MZUEM (s/no)
Matinhos, PM Rio da Onça	25°49'03''	48°32'34''	15	Obs. pess.
Medianeira	25°17'43''	54°05'38''	412	Silva Jr. (2001)
Morretes, PE Pico Marumbi	25°26'13''	48°52'35''	30	Obs. pess.
Morretes, Porto de Cima	25°26'13''	48°52'35''	30	Obs. pess.
PARNA Sete Quedas	24°04'48''	54°15'21''	220	MHNCI (nos 459, 460)
PARNA do Iguaçú	25°32'52''	54°35'17''	164	MHNCI (nos 220, 4111)
PARNA Superagüí	25°18'24''	48°19'44''	20	Lorini & Persson (1990)
Palmas	26°29'03''	51°59'26''	1035	MHNCI (no 298); Obs. pess.
Paranavaí	23°04'23''	52°27'55''	470	Obs. pess.
Pato Branco	26°13'43''	52°40'14''	761	Silva Jr. (2001)
Piraquara	25°26'30''	49°03'48''	905	Obs. pess.
Porto Rico	22°46'20''	53°16'01''	252	DZUP (no 8019); Obs. pess.

Porto São José	22°43’07’’	53°10’35’’	252	Obs. pess.
Quatro Barras	25°21’56’’	49°04’37’’	936	Obs. pess.
Querência do Norte, Porto Natal	23°05’01’’	53°29’04’’	338	Silva Jr. (2001)
Salto do Itararé	23°36’05’’	49°37’33’’	402	Obs. pess.
São Pedro do Paraná, Porto São José	22°43’07’’	53°10’35’’	252	MHNCI (nº 038)
Serra da Graciosa	25°26’13’’	48°52’35’’	30	Silva Jr. (2001)
Sertanópolis	23°03’31’’	51°02’11’’	361	Silva Jr. (2001)
Telêmaco Borba	24°19’26’’	50°36’56’’	700	Rocha, V.J. (com. pess.)
Tibagi, Guartelá	24°30’34’’	50°24’49’’	748	Obs. pess.
Umuarama	23°45’59’’	53°19’30’’	442	MHNCI (nº 389)
Paranaguá, Alexandra	25°33’23’’	48°37’35’’	10	Obs. pess.
Leontopithecus caissara				
Guaraqueçaba	25°18’24’’	48°19’44’’	20	Lorini & Persson (1990)
Guaraqueçaba, PARNA Superagüi	25°18’24’’	48°19’44’’	20	Lorini & Persson (1990)
Callithrix jacchus				
Curitiba, Parque Barigüí	25º25’40”	49º16’23”	934	Obs. pess.
Maringá, Parque Ingá	23º25’31”	51º56’19”	596	MZUEM (s/nº)
São José dos Pinhais, Renaut	25º32’05”	49º12’23”	906	Obs. pess.
Callithrix penicillata				
Cianorte	23º39’48”	52º36’18”	543	Fabrin, R. & Brito, M.M. (com. pess.)
Curitiba, Parque Barigüí	25º25’40”	49º16’23”	934	Obs. pess.
Paranaguá, Floresta Estadual do Palmito	25º31’12”	48º30’33”	3	Carrano, E. (com. pess.)
São José dos Pinhais, Renaut	25º32’05”	49º12’23”	906	Obs. pess.
Maringá, Parque Ingá	23º25’31”	51º56’19”	596	MZUEM (s/nº)

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 151-161

Mapeamento das áreas de ocorrência de *Alouatta ululata* - Etapa Ceará

Marcelo Marcelino de Oliveira[1], Juliana Gonçalves Ferreira[1], Gilson Luiz Souto Mota[2] & Sebastião Gomes Soares[2]

[1] Centro de Proteção de Primatas Brasileiros/IBAMA
[2] Parque Nacional de Ubajara/IBAMA

RESUMO

Alouatta ululata Elliot, 1912 (guariba-de-mãos-vermelhas) é um táxon considerado Criticamente Em Perigo pela Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção e também pela Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas da UICN. Sua distribuição geográfica encontra-se restrita ao noroeste do Estado do Ceará e norte do Piauí e Maranhão. Este trabalho teve como objetivo realizar o mapeamento das áreas de ocorrência das populações selvagens de *A. ululata* no Estado do Ceará a fim de obter informações elementares à elaboração de um Plano de Ação para a sua conservação. O mapeamento foi realizado a partir da seleção de áreas recobertas por relictos de Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semi-Decidual e vegetação de Caatinga Arbórea, percorridas em campo com apoio de cartas topográficas. Em

* Endereço para correspondência: Marcelo Marcelino de Oliveira, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Praça Antenor Navarro, 05, Varadouro, João Pessoa, PB 58010-480, Brasil, Fone: +55-83-3222-3036, Fax: 3222-3026; Email: Marcelo.Oliveira@ibama.gov.br

todas as áreas visitadas foram realizadas entrevistas a moradores locais para obtenção de indícios de ocorrência. Foram identificadas 19 localidades com relatos positivos, abrangendo oito municípios das microrregiões de Ibiapaba e Coreaú. Nestas localidades foram desenvolvidas atividades de busca ordenada, resultando na confirmação de ocorrência em quatro áreas e registro de dez grupos de guaribas (nove por vocalização e um por avistamento). *Alouatta ululata* foi encontrado em hábitat de Floresta Ombrófila Aberta e de Floresta Estacional Semi-Decidual em paisagem de Caatinga. Atualmente, a caça parece ser o principal fator de risco à conservação dos guaribas nesta região.

Palavras-chave: Espécie ameaçada, guariba, Serra da Ibiapaba, Coreaú

ABSTRACT

Alouatta ululata Elliot, 1912 (red-handed howler monkey) is listed as Critically Endangered in the 2003 official List of Brazilian Fauna Threatened with Extinction and the 2003 IUCN Red List of Threatened Species. Its distribution is restricted to the northwestern region of the State of Ceará and north of Piauí and Maranhão. This research aimed to map the occurrence of wild populations of *A. ululata* in the State of Ceará and to obtain data necessary to develop a Conservation Action Plan. Mapping involved the selection and survey of remnants of open ombrophilous forest, semi-deciduous seasonal forest and arboreal caatinga with the aid of topographic charts. Reports of the occurrence of *A. ululata* were obtained in interviews with local people from all visited sites. Nineteen sites of likely occurrence distributed in eight municipalities of the Ibiapaba and Coreaú microregions were identified and surveyed. Ten groups of *A. ululata* were recorded (one by sighting and nine by hearing howls) in four sites. Red-handed howler monkeys were found in open ombrophilous forest and semi-deciduous seasonal forest in a caatinga landscape. Currently, hunting is likely the major threat to the conservation of *A.* ululate in the region.

Key words: Threatened species, howler monkey, Serra da Ibiapaba, Coreaú

INTRODUÇÃO

A Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção publicada em 2003 pelo Ministério do Meio Ambiente (Instrução Normativa - IN - n° 03 de 27 de maio de 2003), relacionou *Alouatta belzebul ululata* Elliot, 1912, entre os 26 taxa de primatas ameaçados de extinção. Acompanhando a classificação oficial expressa na IN, a Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas elaborada pela União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN, 2004) considera *A. b. ululata* um táxon Criticamente em Perigo, citando o reduzido tamanho da população, estimado em menos de 250 indivíduos maduros, como uma das principais causas para o seu estado crítico de conservação.

De acordo com Langguth *et al.* (1987) e Bonvicino *et al.* (1989) esta subespécie de *Alouatta belzebul* ocorre no noroeste do Ceará e norte do Piauí e Maranhão. Hirsch *et al.* (1991), Rylands (1994), Coimbra-Filho *et al.* (1995) e Coimbra-Filho & Câmara (1996) concordam que a distribuição de *A. belzebul* inclui este trecho do nordeste, embora não apresentem informação acerca da distribuição geográfica de suas formas sub-específicas. Gregorin (2006), entretanto, não apenas corrobora a distribuição proposta por Langguth *et al.* (1987) e Bonvicino *et al.* (1989) para *A. b. ululata*, como considera *Alouatta ululata* uma espécie válida.

Não obstante existirem seis unidades de conservação federais ao longo desta área, faltam informações sobre a existência de populações selvagens de *A. b. ululata* sob algum regime de proteção legal. Conseqüentemente, informações elementares sobre a localização das áreas de ocorrência das suas populações remanescentes são necessárias para que possam ser elaboradas estratégias efetivas de conservação. Este trabalho descreve os resultados do mapeamento das áreas de ocorrência de populações de *A. ululata* no Estado do Ceará.

MATERIAL E MÉTODOS

A partir do Mapa de Vegetação do Brasil em escala 1:5.000.000 (IBGE, 2004) e dos Mapas de Microregiões Geográficas e de Unidades Fitoecológicas do Ceará, ambos em escala 1:2.750.000 (IPLANCE, 2005), foram selecionadas áreas recobertas por remanescentes de Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semi-Decidual e vegetação de Savana-Estépica (Caatinga Arbórea) no Estado do Ceará.

Com apoio de cartas topográficas em escala de 1:100.000 elaboradas pela SUDENE e pelo ME-DSG, as áreas de vegetação foram identificadas em campo com a coleta de pontos de coordenada em equipamento GPS Garmin 12 XL, posteriormente processados em software SIG. Ao todo foram percorridos 2436 km em três expedições, que totalizaram 20 dias de campo. Foram visitadas 59 áreas distribuídas em 17 municípios, abrangendo as regiões das Serras da Ibiapaba, Baturité e Meruoca.

Em todas as áreas foram realizadas entrevistas com os moradores locais, para a coleta de indícios de ocorrência de *A. ululata* (guaribas). Os moradores entrevistados eram na sua maioria agricultores e vaqueiros que demonstraram domínio de conhecimento sobre as áreas de matas e a fauna silvestre da região. As entrevistas partiram de um roteiro semi-estruturado de questões a serem tratadas, mas com ampla flexibilidade na sua formulação e ordenamento, estimulando a espontaneidade da conversação e, portanto, dos relatos. Procurou-se abordar os temas de forma não-indutiva para evitar relatos "falso-positivos", priorizando perguntas mais genéricas do que específicas. Foram usadas pranchas pictóricas de animais da fauna regional para verificar o real conhecimento do entrevistado sobre A. *ululata*, a partir da correta identificação da figura de um exemplar em meio a outras figuras de primatas. A aplicação das pranchas serviu, assim, como "filtro" para refinar e testar a consistência dos relatos. A partir dos relatos dos moradores foram selecionadas 19 áreas de provável registro, onde foram realizadas atividades de busca ordenada, ao longo de trilhas pré-existentes. A confirmação da ocorrência dos guaribas foi feita por registro visual ou auditivo dos grupos.

RESULTADOS

A maioria das localidades com relatos positivos de ocorrência (n=11) situa-se na extensão da Serra da Ibiapaba e abrange seis municípios (Viçosa do Ceará, Tianguá, Ibiapina, São Benedito, Graça e Guaraciaba do Norte). Para dois deles existem registros anteriores de coleta: São Benedito (Bonvicino *et al*., 1989; Langguth *et al.*, 1987) e Ibiapina (Guedes *et al.,* 2000). Nos municípios de São Benedito (localidade de Santa Luzia) e Guaraciaba do Norte (localidade de Mazagão) foi confirmada a ocorrência de três e dois grupos de guaribas, respectivamente, por registro de vocalização (Tabela 1). A cobertura

vegetal destas áreas, caracterizada como Floresta Ombrófila Aberta (IBGE, 2004), está restrita ao trecho setentrional da Serra da Ibiapaba, recobrindo a sua face leste, cuja encosta acentuadamente íngreme (com quase 90º de declividade), ajudou a evitar o desmatamento.

Nesta porção da Serra da Ibiapaba encontra-se encravado o Parque Nacional de Ubajara. Apesar dos seus 6288 ha de extensão, não foram obtidos relatos positivos de ocorrência de *A. ululata* para a área, com exceção da localidade de Janeiro (Município de Tianguá), praticamente no limite norte do parque.

A nordeste da Serra da Ibiapaba, em formações serranas próximas, foram obtidos relatos de ocorrência de *A. ululata* para oito localidades, abrangendo os municípios de Viçosa do Ceará, Coreaú e Granja. Neste último, Langguth *et al.* (1987) e Bonvicino *et al.* (1989) citam a coleta de exemplares. Nos dois primeiros foi confirmada a ocorrência de populações de guariba, com o registro de vocalização de dois grupos em Coreaú, na localidade da Serra da Penanduba, e o registro de três grupos em Viçosa do Ceará, na localidade da Serra do Gado Brabo, sendo dois por vocalização e um por avistamento (Tabela 1). São áreas de domínio da Caatinga com incrustações de Floresta Estacional Semi-Decidual, onde foram feitos os registros dos grupos. Ambas as localidades, assim como as demais áreas relacionadas para o Município de Viçosa do Ceará, estão dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental (APA) Federal da Serra da Ibiapaba.

DISCUSSÃO

Os resultados apresentados confirmam a microrregião de Ibiapaba como área de ocorrência de *A. ululata* no Estado do Ceará (Bonvicino *et al.,*1989; Gregorin, 2006; Langguth *et al.,* 1987). Este trabalho, no entanto, amplia o limite leste de distribuição geográfica de *A. ululata* para a microregião de Coreaú no Ceará, onde este primata ocorre em ambientes de Floresta Estacional Semi-Decidual em meio à Caatinga.

A face leste da Serra da Ibiapaba, entre os Municípios de Ipu e Viçosa do Ceará, representa uma estreita, porém contínua faixa de mata, que se estende por cerca de 130 km de encosta, no sentido S-N, abrangendo aproximadamente 78000 ha. Bonvicino (1989) estudando a ecologia e comportamento de *A. b. belzebul* na Mata Atlântica nordestina, encontrou quatro grupos com tamanho variando entre 5 a 8 indivíduos (com um único macho adulto) e um grupo com dois machos

Tabela 1. Localidades com relatos de ocorrência de *Alouatta ululata*.

LOCALIDADE	MUNICÍPIO	COORDENADAS	REGISTRO
Santo Isídio	Granja	3º28.391'S, 40º52.157'O	Não confirmado
Serra de São Joaquim	Granja	3º23.782'S, 40º55.749'O	Não confirmado
Limoeirinho	Granja	3º22.260'S, 40º54.235'O	Não confirmado
Córrego dos Lino	Granja	3º22.982'S, 40º53.276'O	Não confirmado
Tucum	Viçosa do Ceará	3º24.318'S, 41º07.452'O	Não confirmado
Boqueirão dos Bitonho	Viçosa do Ceará	3º30.285'S, 40º56.731'O	Não confirmado
Serra do Gado Brabo	Viçosa do Ceará	4º15.636'S, 40º70.701'O	Avistamento e vocalização
Janeiro	Tianguá	3º33.289'S, 40º57.432'O	Não confirmado
Serra da Penanduba	Coreaú	3º39.614'S, 40º45.043'O	Vocalização
Sítio Santa Bárbara	Ibiapina	3º55.777'S, 40º51.655'O	Não confirmado
Sítio Herval	Ibiapina	3º54.565'S, 40º52.293'O	Não confirmado
Santa Luzia	São Benedito	4º05.652'S, 40º51.329'O	Vocalização
São João	São Benedito	4º00.442'S, 40º50.311'O	Não confirmado
Riacho	Graça	4º08.392'S, 40º44.627'O	Não confirmado
São José da Boa Vista	Graça	4º01.964'S, 40º50.223'O	Não confirmado
Barra	Graça	4º03.300'S, 40º50.531'O	Não confirmado
Sítio José Teodoro	Guaraciaba do Norte	4º07.992'S, 40º41.893'O	Não confirmado
Mazagão	Guaraciaba do Norte	4º07.788'S, 40º48.276'O	Vocalização
Sítio Correios	Guaraciaba do Norte	4º09.400'S, 40º42.467'O	Não confirmado

adultos e 14 indivíduos. A autora observou em dois grupos a ocupação de áreas de uso de 4,75 ha e 9,5 ha com sobreposição de 1 ha. Mesmo evitando inferências grosseiras para a Floresta Ombrófila Aberta da Serra da Ibiapaba, uma vez que fatores como oferta de alimento e densidade populacional influenciam no tamanho e composição dos grupos (Bonvicino, 1989), é lícito supor que esta floresta da encosta poderia abrigar uma população superior a 10000 indivíduos.

Contudo, ações de retirada ilegal de madeira ainda presentes e, principalmente, a caça podem ter reduzido acentuadamente esta população, conforme já mencionado por Coimbra-Filho & Câmara (1996). Apesar da continuidade da mata, não há relatos da presença destes animais em alguns trechos, destacadamente na porção correspondente ao município de Ubajara, onde está situada a sede do Parque Nacional de Ubajara. Relatos sobre a ocorrência de *A. ululata* na Serra da Ibiapaba surgem a partir do Município de Guaraciaba do Norte e continuam no sentido norte para os Municípios de Graça, São Benedito e Ibiapina. Interrompem em Ubajara e voltam a surgir em Tianguá (Figura 1). A ausência de relatos positivos de ocorrência dos guaribas neste trecho da serra pode estar associada à caça. A existência talvez de uma maior quantidade de trilhas para se chegar a locais de interesse de visitação (cavernas, banhos de cachoeira), ou para se chegar a algumas localidades no pé da serra (a trilha Ubajara-Araticum, que ainda hoje é usada pela comunidade, atravessa o parque nacional para chegar até à localidade de Araticum a partir de Ubajara), podem ter ampliado as possibilidades de acesso às áreas de declive acentuado e de difícil locomoção, favorecendo, assim, a atividade de caça, principalmente nos anos anteriores à criação do Parque Nacional de Ubajara (1959). Neste tipo de relevo, não é demais imaginar que um animal como o guariba, que emite possantes vocalizações (revelando sua localização), e que muitas vezes se deixa ficar imóvel nos ramos das árvores quando abordado, seja considerado uma caça bastante atrativa e vantajosa para o caçador. Relatos obtidos na localidade de Barra (Município de Graça) sugerem a existência de uma possível caça preferencial por esses animais.

O Parque Nacional de Ubajara é uma unidade de conservação do IBAMA importante na área, que pode ser utilizada para o desenvolvimento de um conjunto ordenado de atividades educativas, fiscalizatórias e policiais, empenhadas a longo prazo na redução da atividade de caça em toda a extensão de mata da Serra da Ibiapaba. O parque tem capacidade institucional para movimentar uma rede de

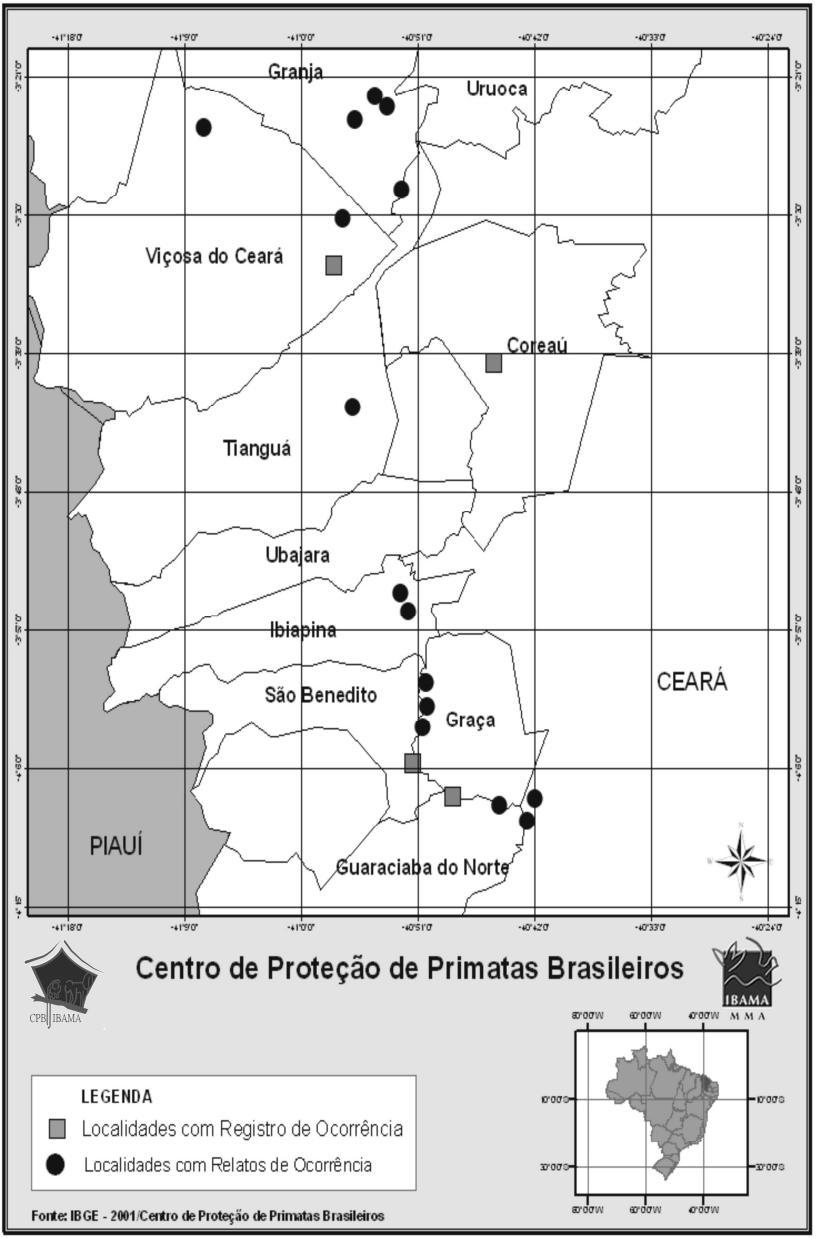


Figura 1. Localidades com registro ou relato de ocorrência de *Alouatta ululata* no Estado do Ceará.

organismos estatais de atuação local como Secretarias Municipais e Estadual de Educação e de Agricultura, EMATER (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural), Polícia Militar, Ministério Público, além de organizações civis de representação comunitária, principalmente as associações e sindicatos de trabalhadores e proprietários rurais. Articulando de forma eficiente estes organismos pode-se desenvolver ações educativas relacionadas à questão da caça aos guaribas, no âmbito da rede de ensino e no âmbito dos órgãos de assistência ao agricultor, assim como agregar os órgãos policiais em ações conjuntas para a coibição à caça. Embora a cultura e os objetivos institucionais destes órgãos não favoreçam que tais ações sejam incorporadas à sua rotina diária de operação, é perfeitamente possível desenvolvê-las em mais de uma operação programática ao longo do ano, de preferência redimensionando as operações já existentes. Tanto a campanha de proteção aos ninhais de avoantes, realizada entre abril e maio de cada ano, como a campanha de prevenção, fiscalização e combate aos incêndios florestais, realizada anualmente entre os meses de maio a outubro, são coordenadas pelo parque e envolvem também a APA da Serra da Ibiapaba e o Escritório Regional do IBAMA em Sobral. Estas campanhas, que via de regra incluem tanto ações educativas quanto operações de fiscalização, movimentam a Polícia Militar Ambiental e outras dez organizações de governo, além de cerca de 40 associações comunitárias e contam com o apoio de dez emissoras de rádio locais, abrangendo oito municípios da Serra da Ibiapaba. Em ambas campanhas é possível otimizar suas ações para incluir a questão da caça ao guariba, sem qualquer prejuízo ao seu desenvolvimento. Assim como também é possível, aproveitando toda a estrutura gerencial do IBAMA e o arranjo institucional montado para estas campanhas, desenvolver uma campanha diretamente voltada contra a caça dos guaribas em pelo menos um dos meses subseqüentes.

A Serra da Penanduba (Município de Coreaú) e a Serra do Gado Brabo (Município de Viçosa do Ceará), localidades onde foi confirmada a ocorrência de *A. ululata*, apresentam uma cobertura de vegetação de Caatinga Arbórea, entremeada de vegetação de Floresta Estacional Semi-Decidual, relativamente bem conservada. Embora longe de estarem imunes à caça, não foram obtidos relatos de caça envolvendo populações de guariba nestas áreas. Esta aparente situação de menor pressão e de razoável qualidade do habitat representa uma oportunidade extremamente importante para a conservação destes animais.

Estas áreas estão dentro dos limites geográficos da APA da Serra da Ibiapaba. Embora uma APA não seja a categoria de unidade de conservação indicada para a conservação de espécies ameaçadas, é um organismo de estado com poderes de disciplinar o processo de ocupação e uso da área, com vistas à proteção da diversidade biológica e à sustentabilidade do uso dos recursos naturais (MMA, 2002). Os ambientes ocupados por *A. ululata* nesta região situam-se nos topos das serras e nas encostas com declividade superior a 45°, considerados áreas de preservação permanente pelo Código Florestal (Lei 4771, de 15 de setembro de 1965). A simples fiscalização impedindo o desmatamento e a ocupação destas áreas já garante, no mínimo, a manutenção do hábitat dos guaribas. E a APA da Serra da Ibiapaba tem condições de garantir esta fiscalização.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Diretoria de Fauna e Recursos Pesqueiros do Ibama pelo financiamento do projeto, ao Parque Nacional de Ubajara e à APA Serra da Ibiapaba pelo apoio logístico.

BIBLIOGRAFIA

Bonvicino, C.R. (1989) Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates, Cebidae) na Mata Atlântica. *Revista Nordestina de Biologia* 6:149-179.

Bonvicino, C.R., Langguth, A. & Mittermeier, R.A. (1989) A study of the pelage color and geographic distribution in *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae). *Revista Nordestina de Biologia* 6:139-148.

Coimbra-Filho, A.F. & Câmara, I.G. (1996) *Os Limites Originais do Bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil*. Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Rio de Janeiro.

Coimbra-Filho, A.F., Câmara, I.G. & Rylands, A.B. (1995) On the geographic distribution of the red-handed howling monkey, *Alouatta belzebul*, in north-east Brazil. *Neotropical Primates* 3:176-179.

Gregorin, R. (2006) Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelinae) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23:64-144.

Guedes, P.G., Borges-Nojosa, D.M., da Silva, J.A.G. & Salles L.O. (2000) A new record of *Alouatta belzebul ululata* in Ceara State (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates* 8:29-30.

Hirsch, A., Landau, E.C., Tedeschi, A.C. M. & Menegheti, J.O. (1991) Estudo comparativo das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 (Platyrrhini, Atelidae) e sua distribuição geográfica na América do Sul. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 3* (A.B. Rylands & A.T. Bernardes, eds.). Fundação Biodiversitas e Sociedade Brasileira de Primatologia, Belo Horizonte, pp. 239-262.

IBGE (2004) Disponível em <http://www.ibge.gov.br> acessado em 20/03/05.

IPLANCE (2005) Disponível em <http://www.iplance.ce.gov.br> acessado em 20/03/05.

Langguth, A., Teixeira, D.M., Mittermeier, R.A. & Bonvicino, C. (1987) The red-handed howler monkey in northeastern Brazil. *Primate Conservation* 8:36-39.

MMA (2002) *Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC: Lei n° 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto n° 4.340, de 22 de agosto de 2002*, 2nd ed. MMA/SBF, Brasília.

Rylands, A.B. (1994) Guariba-preto, guariba-de-mãos-ruivas, *Alouatta belzebul belzebul* (Linnaeus, 1766), Ordem Primates, Famíla Cebidae. In: *Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção* (G.A.B. Fonseca., A.B. Rylands, C.M.R. Costa, R.B. Machado & Y. Leite, eds.). Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, pp. 153-159.

UICN (2004) Disponível em <http://www.redlist.org> acessado em 20/03/05.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 163-180

Situação atual do sagüi-da-serra (*Callithrix flaviceps*) em fragmentos florestais da Zona da Mata de Minas Gerais

Carlos Leandro S. Mendes & Fabiano R. de Melo[1]

[1] Universidade do Estado de Minas Gerais

RESUMO

Em 1981 foi citada, pela primeira vez, a ocorrência de *Callithrix flaviceps* nos arredores de Manhuaçu, Zona da Mata do Estado de Minas Gerais. A região, apesar de ter sofrido um intenso desmatamento motivado pela implantação da monocultura de café (*Coffea arabica*), ainda possui áreas importantes para a conservação da biodiversidade, como a RPPN Mata do Sossego e o Parque Municipal do Sagüi. Esse projeto teve por objetivo principal verificar a situação do sagüi-da-serra nos principais remanescentes florestais de seis municípios da região de Manhuaçu. De um total de 37 fragmentos florestais visitados, o sagüi-da-serra foi encontrado em 11. Em uma destas áreas o sagüi-da-serra foi encontrado em sintopia com um sagüi exótico (*C. jacchus*), enquanto em outras sete áreas foram encontrados somente sagüis exóticos: *C. jacchus*, *C. penicillata* e/ou *C. geoffroyi*. O tamanho e a altitude de cada fragmento florestal não influenciam a ocorrência das espécies de calitriquídeos registradas para a região. Contudo, a distância dos fragmentos até Manhuaçu parece definir claramente o padrão de distribuição das

* Endereço para correspondência: Fabiano R. de Melo, Universidade Federal de Goiás, Campus Jataí, BR 364, km 192, nº 3800, Parque Industrial, Jataí, GO, 75801-615, Brasil, Fone: +55-64-36322101, Email: frmelo@carangola.br

espécies de *Callithrix*. As espécies exóticas estão concentradas nos fragmentos mais próximos de Manhuaçu. O padrão inverso foi observado para *C. flaviceps*, a qual é mais freqüente nos fragmentos mais afastados da cidade. Programas de educação ambiental e estudos da biologia básica de *C. flaviceps* devem ser priorizados para compreender melhor a permanência da espécie em fragmentos de pequeno porte e trabalhos de ecologia da paisagem devem preceder qualquer projeto futuro de conexão de áreas a fim de diminuir as chances de intercruzamento entre *C. flaviceps* e as espécies exóticas.

Palavras-chave: Conservação, Mata Atlântica, fragmentação florestal

ABSTRACT

In 1981 *Callithrix flaviceps* (buffy-headed marmoset) was first recorded near Manhuaçu, Zona da Mata of the State of Minas Gerais. Despite the influence of an intense deforestation process produced by the establishment of coffee (*Coffea arabica*) monocultures, the region still contains areas relevant to biodiversity and conservation of *Callithrix*, such as the Mata do Sossego Private Reserve of the Natural Heritage and the Sagüi Municipal Park. The main objective of this study was to evaluate the status of the buffy-headed marmoset in the major forest remnants of six municipalities of the Manhuaçu region. *Callithrix flaviceps* was found in 11 of 37 surveyed forest fragments. In one of these fragments the buffy-headed marmoset was found in syntopy with an introduced marmoset species (*C. jaccchus*), whereas in seven other sites there were only exotic marmosets: *C. jacchus*, *C. penicillata* and/or *C. geoffroyi*. Fragment size and altitude do not affect the occurrence of these callitrichid species in the region. The distance between a forest fragment and Manhuaçu, however, seems to determine the distribution pattern of *Callithrix* species. Exotic species are clustered in those fragments nearer Manhuaçu, whereas the opposite pattern is observed in *C. flaviceps*. *Callithrix flaviceps* is more common in those fragments farther away from the city. Environmental education programs and basic research on *C. flaviceps* biology are needed to better understand this species' persistence in small fragments. Research on landscape ecology should precede any future project designed to reestablish connections between fragments in order to decrease the likelihood of hybridization between *C. flaviceps* and the exotic species.

Key words: Conservation, Atlantic Forest, forest fragmentation

INTRODUÇÃO

O sagüi-da-serra (*Callithrix flaviceps* Thomas, 1903) é uma espécie de primata da família Callitrichidae (Rylands *et al*., 2000) que apesar de ter sido descrita no início do século passado, ainda é pouco estudada, sendo vários aspectos de sua ecologia e distribuição geográfica ainda desconhecidos. Coimbra-Filho *et al*. (1981) confirmaram a presença do sagüi-da-serra no município de Manhuaçu baseado em um exemplar coletado por C. A. Campos Seabra em 1971. Coimbra-Filho *et al*. (1981) enfatizaram tratar-se do primeiro registro para o Estado de Minas Gerais. Desde então, poucos estudos foram realizados na região a fim de descobrir o real estado de conservação da espécie.

O sagüi-da-serra é citado como uma espécie regionalmente ameaçada de extinção no Estado de Minas Gerais (Machado *et al*., 1998) e encontra-se presente na "Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção" na categoria "Em Perigo" (MMA, 2003). Sua inclusão na lista oficial se deve principalmente à intensa destruição das florestas localizadas nos estados do Espírito Santo e Minas Gerais (Fonseca, 1985; Hirota, 2003), os quais abrangem toda a área de distribuição geográfica conhecida para a espécie (Coimbra-Filho, 1986; Coimbra-Filho *et al*., 1981; Ferrari & Mendes, 1991; Fonseca *et al*., 1994; Hirsch *et al*., 1999; Mittermeier *et al*., 1980, 1982; Oliver & Santos, 1991; Tabacow *et al*., 2005). Apesar de Hershkovitz (1977) considerar a porção norte do Estado do Rio de Janeiro como o extremo sul da sua área de distribuição geográfica, isso não foi confirmado (Mendes, 1997). Deste modo, a espécie se caracteriza por possuir uma das menores distribuições geográficas dentre os primatas sul-americanos (Ferrari & Mendes, 1991), fator também determinante de seu delicado estado de conservação (Ávila-Pires, 1969; Ferrari & Mendes, 1991; Hershkovitz, 1977; Mendes, 1993; Rylands *et al*., 1993). Ainda assim, Hirsch *et al*. (1999) ampliaram significativamente a área prevista para a espécie com base em uma análise de Sistema de Informação Geográfica (SIG), passando de 11,4 mil km^2 para 28,9 mil km^2, o que não amenizou sua situação delicada, já que *C. flaviceps* desapareceu de grande parte de sua área original face ao intenso processo de desmatamento sofrido na

região do médio e baixo rio Doce nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo.

Esse projeto teve por objetivo principal realizar um levantamento das populações de *C. flaviceps* nos principais remanescentes florestais na região de Manhuaçu. Através do mapeamento de seus locais de observação, procurou-se obter informações que auxiliem na determinação da situação atual do sagüi-da-serra (*C. flaviceps*) na região e do real estado de conservação da espécie.

MATERIAL E MÉTODOS

Os fragmentos florestais foram selecionados através de consultas a cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), entrevistas com moradores das zonas rurais e antigos caçadores a fim de obter informações sobre áreas que pudessem abrigar uma maior riqueza de espécies e ter uma maior incidência de primatas (Tabela 1). A área dos fragmentos variou de <2 a 4500 ha (média ± d.p.=245 ± 808), sendo considerados, na sua maioria, fragmentos pequenos.

No período de março de 2002 a abril de 2003 foram visitados 37 fragmentos. O último fragmento (Raposo) foi visitado em abril de 2004. Estes fragmentos situam-se nos seguintes municípios da Zona da Mata de Minas Gerais: Manhuaçu, São João do Manhuaçu, Manhumirim, Simonésia, Caputira e Reduto (Figura 1). Apesar destes municípios terem sofrido um intenso desmatamento motivado pela implantação da monocultura de café (*Coffea arabica*), principalmente durante as décadas de 1960, 1970 e 1980 (Dean, 1995; Fonseca, 1985; Valverde, 1958), a região ainda possui áreas importantes para a conservação da biodiversidade. Entre elas pode-se citar a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Mata do Sossego (Simonésia), um importante remanescente florestal (340 ha) na Fazenda Monte Alverne em Manhuaçu, e o Parque Municipal do Sagüi em Manhumirim, sendo uma região indicada como prioritária para a conservação da fauna mineira (Costa *et al*., 1998).

Após a definição dos fragmentos florestais a serem visitados, transectos pré-existentes e bordas de matas foram utilizados, permitindo a observação direta dos diferentes grupos de calitriquídeos no interior das florestas. Os fragmentos florestais foram percorridos preferencialmente nas primeiras horas do dia, pois a maior atividade dos sagüis neste período facilita o contato direto (Stevenson & Rylands, 1988). A técnica

de *playback* foi utilizada como uma forma potencial de encontro com as espécies (Melo & Mendes, 2000; Mendes, 1997). A vocalização do sagüi-da-serra foi reproduzida em todos os fragmentos visitados (arquivo pessoal FRM) a fim de estimular a resposta de *Callithrix* spp., uma vez que outras espécies do gênero respondem a ela (Mendes, 1997). Para esse procedimento foi utilizado "CD player" e "twiteer" alimentado por uma bateria de 9V. Três sessões de dois minutos de chamados longos de *C. flaviceps*, seguidas por dois minutos de silêncio, eram realizadas a cada 200 m. Essa metodologia já havia sido utilizada com sucesso em diversos fragmentos nos municípios de Caratinga e Ipanema para a localização de *C. flaviceps* (Diego *et al*., 1993).

Para cada fragmento florestal visitado foram determinadas a área (ha), a altitude (m), a distância de Manhuaçu (km) e a tipologia vegetacional. Os dados obtidos para tamanho da área foram divididos em quatro categorias (1: x <15 ha; 2: 15 ha < x <100 ha; 3: 100 ha < x <500 ha e 4: x >1000 ha). Já os dados de altitude foram separados em três classes (1: 60 a 800 m; 2: 800 a 1000 m e 3: >1000 m) e a distância de Manhuaçu, possível ponto de origem das introduções das espécies exóticas, divididas também em quatro categorias (1: x <5 km; 2: 5 km < x <10 km; 3: 10 km < x <15 km e 4: x ≥16 km).

A partir da verificação de ocorrência de *C. flaviceps* e de *Callithrix* spp. introduzidos nos diferentes fragmentos florestais amostrados, foi possível testar hipóteses para determinar a variável que está influenciando seu atual padrão de distribuição na área de estudo através do uso do teste de Qui-Quadrado de Independência (χ^2) (Snedecor & Cochran, 1980). Para os dados do tamanho da área dos fragmentos também foram utilizados ANOVA e o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (teste U) (Krebs, 1999; Zar, 1999), já que estes são dados descontínuos e não apresentam distribuição normal.

RESULTADOS

A ocorrência do sagüi-da-serra foi confirmada em 11 fragmentos (692 ± 1424 ha), o que representa 29% dos fragmentos visitados e 82% da área total vistoriada. Além do sagüi-da-serra, única espécie de calitriquídeo com distribuição geográfica natural para a área de estudo, foram encontradas três espécies de sagüis introduzidos. O mico-estrela (*C. penicillata*) foi encontrado em três fragmentos com tamanho variando de 29 a 93 ha (55 ± 34 ha), o sagüi-de-tufo-branco (*C. jacchus*) em seis

Tabela 1. Localização das áreas visitadas, incluindo suas coordenadas geográficas, tamanho do fragmento, altitude do município, distância até a cidade de Manhuaçu, tipo vegetacional e ocorrência de registros de *Callithrix* spp..

Região	Fragmento	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Altitude (m)	Distância (km)	Vegetação*	FLA	GEO	JAC	PEN
Simonésia	Mata do Sossego	20º06'15"S, 41º59'30"O	4499	1300	20.3	Secundária/ Primária	X			
Simonésia	Rio Preto	20º01'45"S, 42º03'49"O	18	1025	24.6	Secundária	X			
Manhuaçu	Monte Alverne	20º09'08"S, 42º01'25"O	507	1095	11.5	Secundária/ Primária	X			
Manhuaçu	Taquara Preta	20º21'13"S, 42º07'09"O	271	1200	10.5	Primária	X			
Manhuaçu	Raposo	20º02'33"S, 42º06'40"O	45	1325	23.3	Secundária/ Primária	X			
Manhuaçu	Dom Correa 1	20º04'30"S, 42º11'59"O	5	790	26.0	Secundária	X			
Manhuaçu	Dom Correa2	20º03'40"S, 42º11'27"O	<2	810	26.0	Secundária/ Primária	X			
Manhuaçu	Sacramento 1	20º05'59"S, 42º09'01"O	17	890	21.1	Secundária	X			
Manhuaçu	Sacramento 2	20º06'36"S, 42º10'16"O	12	885	21.3	Secundária/ Primária	X		X	
Manhumirim	Parque do Sagui	20º21'22"S, 42º00'42"O	2230	960	10.5	Secundária/ Primária	X			
Reduto	Barreiro 2	20º10'59"S, 41º57'44"O	11	610	12.0	Secundária	X			
Manhuaçu	Bambuzal	20º15'13"S, 42º01'59"O	<3	640	1.0	Secundária			X	

Continua

Continuação da Tabela 1

Região	Fragmento	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Altitude (m)	Distância (km)	Vegetação*	FLA	GEO	JAC	PEN
Manhuaçu	Placa	20º14'43"S, 42°02'03"O	49	740	2.0	Secundária			X	
Manhuaçu	Batalhão	20º15'52"S, 42º02'08"O	6	730	1.3	Primária			X	
Manhuaçu	AABB	20º14'29"S, 42º01'35"O	29	645	2.5	Primária/ Secundária			X	X
Manhuaçu	Feijoal 1	20º13'30"S, 42º00'53"O	93	730	4.0	Secundária/ Primária			X	X
Manhuaçu	Pouso Alegre	20º16'30"S, 42º01'12"O	42	760	3.0	Primária/ Secundária				X
Manhuaçu	Realeza 1	20º15'17"S, 42º07'00"O	116	850	9.0	Secundária		X		
Reduto	Barreiro 1	20º11'22"S, 41º57'04"O	28	650	12.0	Secundária				
Manhuaçu	Boa Vista 1	20º18'18"S, 42º01'54"O	44	760	4.5	Secundária				
Manhuaçu	Boa Vista 2	20º18'47"S, 42º01'43"O	33	810	6.0	Secundária				
Manhuaçu	Feijoal 2	20º13'59"S, 42º00'43"O	12	745	4.0	Secundária				
Manhuaçu	Ponte da Aldeia	20º17'50"S, 42°03'34"O	33	740	4.5	Secundária				
Manhuaçu	Coqueiro 1	20º13'17"S, 42º03"15"O	56	850	5.5	Secundária				
Manhuaçu	Coqueiro 2	20º12'45"S, 42º03'13"O	259	840	6.0	Secundária				

Continua

Continuação da Tabela 1

Região	Fragmento	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Altitude (m)	Distância (km)	Vegetação*	FLA	GEO	JAC	PEN
Manhuaçu	Laias	20º16'14"S, 42º03'34"O	9	730	3.0	Secundária				
Manhuaçu	São Sebastião	20º15'24"S, 42º04'39"O	<2	800	4.8	Secundária				
Manhuaçu	Realeza 2	20º14'49"S, 42º07'45"O	60	768	15.0	Secundária				
Manhuaçu	Realeza 3	20º15'01"S, 42°09'06"O	63	795	18.0	Secundária				
Manhuaçu	Roça Grande 1	20º12'45" S, 42º02'09"O	20	840	6.5	Secundária				
Manhuaçu	Roça Grande 2	20º12'23"S, 42º01'17"O	49	840	7.5	Secundária				
Manhuaçu	Manhuaçuzinho 1	20º14'32"S, 42º07'47"O	8	845	11.3	Secundária				
Manhuaçu	Manhuaçuzinho 2	20º14'12"S, 42º07'24"O	102	835	10.5	Secundária				
Manhuaçu	Manhuaçuzinho 3	20º12'45"S, 42º07'03"O	189	860	10.3	Secundária				
Manhuaçu	Santo Amaro	20º16'04"S, 42º13'44"O	102	800	20.0	Secundária				
Manhuaçu	Três Reboques	20º12'08"S, 41º58'15"O	6	640	9.0	Secundária				
Manhuaçu	Mata da Prefeitura	20º16'40"S, 42º00'56"O	20	709	2.3	Secundária				

* Tipo vegetacional de acordo com a classificação utilizada por Hirsch (2003)
FLA=*C. flaviceps*, GEO=*C. geoffroyi*, JAC=*C. jacchus*, PEN=*C. penicillata*

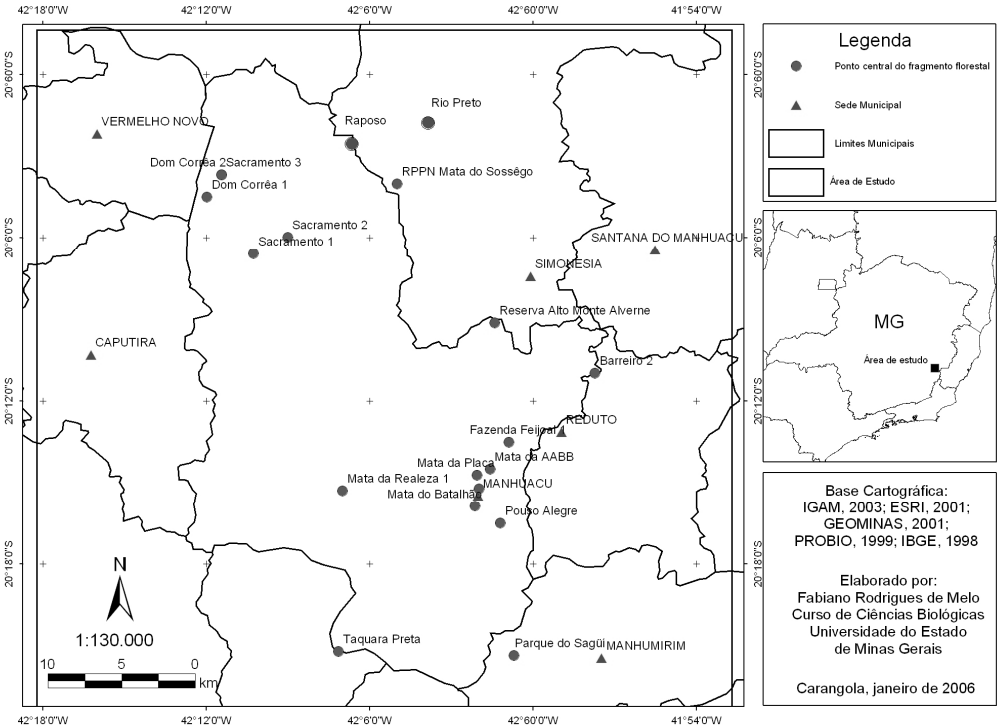


Figura 1. Mapa de localização das áreas visitadas, indicando os fragmentos florestais onde foram observados indivíduos de *Callithrix* spp..

fragmentos variando de 3 a 93 ha (32 ± 34 ha) e o sagüi-de-cara-branca (*C. geoffroyi*) em apenas um fragmento com 116 ha.

O tamanho do fragmento, a altitude e o tipo vegetacional não influenciaram a ocorrência de *C. flaviceps* e *Callithrix* spp. exóticos na área de estudo (Tabela 2). A ANOVA ($F_{(1, 35)}$=0,268, p=0,61) e o teste U não paramétrico (U=139,5, p=0,91) confirmaram os resultados obtidos pelo teste de Qui-Quadrado em relação ao tamanho do fragmento.

Entretanto, a distância dos fragmentos visitados define claramente o padrão de distribuição das espécies de *Callithrix* identificadas na região. As espécies exóticas estão concentradas nos fragmentos mais próximos da região de Manhuaçu, com exceção de um registro de *C. jacchus* no fragmento Sacramento 2, distante 21,3 km. Para *C. flaviceps* foi observado o padrão inverso, sendo esta espécie mais freqüente nos fragmentos mais afastados de Manhuaçu (Tabela 2 e Figura 2).

DISCUSSÃO

Estes resultados indicam que a cidade de Manhuaçu é o centro de dispersão das espécies exóticas na região, mas não identificam os meios pelos quais estas espécies estão sendo introduzidas nos fragmentos.

Tabela 2. Síntese dos resultados estatísticos obtidos através da análise dos dados pelo teste de Qui-Quadrado de Independência, visando identificar as variáveis relacionadas com o padrão de distribuição de espécies do gênero *Callithrix* na região da Zona da Mata de Minas Gerais.

Variáveis	Exóticas*			*C. flaviceps*		
	χ^2	g.l.	p	χ^2	g.l.	p
Tamanho do fragmento (ha)	0,864	3	0,83	5,559	3	0,13
Altitude (m)	0,027	2	0,98	3,504	2	0,17
Tipo vegetacional (análise qualitativa)	3,93	3	0,27	4,291	3	0,23
Distância de Manhuaçu (km)	8,994	3	**<0,05**	18,917	3	**<0,01**

* Espécies de calitriquídeos exóticas à região: *C. penicillata*, *C. jacchus* e *C. geoffroyi*

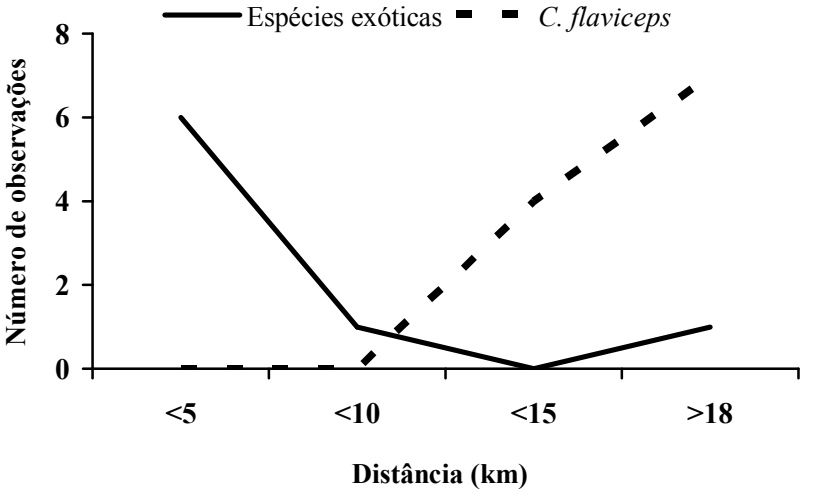


Figura 2. Efeito da distância dos fragmentos florestais visitados em relação à Manhuaçu na determinação da ocorrência de espécies de calitriquídeos exóticos (*C. penicillata*, *C. jacchus* e *C. geoffroyi*) e da única espécie com ocorrência natural na região (*C. flaviceps*).

Da mesma forma, este estudo não possui informações suficientes para inferir sobre a exclusão de *C. flaviceps* por qualquer uma das espécies exóticas à região, embora o monitoramento do fragmento Sacramento 2, onde o sagüi-da-serra ocorre em sintopia com o sagüi-de-tufo-branco possa sinalizar a intensidade das relações inter-específicas, viabilizando o diagnóstico e detecção de possíveis híbridos e exclusão competitiva. Vale ressaltar que a altitude não apresentou relação significativa com a distribuição das espécies identificadas no presente estudo, indicando que todos os fragmentos podem ser suscetíveis à invasão dos exóticos e/ou recolonização por *C. flaviceps*.

Mendes (1997) frisa que *C. flaviceps* ocorre além da cota altimétrica de 500 m acima do nível do mar no Espírito Santo, mas é gradativamente substituída por *C. geoffroyi* em altitudes inferiores. Entretanto, *C. flaviceps* já foi visto próximo à Reserva Biológica "Augusto Ruschi" em altitudes inferiores a 400 m acima do nível do mar (S. L. Mendes, dados não publicados). Além disso, Hirsch *et al*. (1999) descrevem novas

localidades onde a espécie ocorre em altitudes inferiores a 300 m, o que parece indicar sua ampla variação altitudinal semelhante à *C. aurita*, demonstrando uma grande amplitude de ocupação de hábitats a despeito de seu nome vulgar (sagüi-da-serra).

O fato da presença do sagüi-da-serra não estar diretamente relacionada com o tamanho dos fragmentos não significa que sua sobrevivência em longo prazo esteja garantida, uma vez que as matas visitadas são, em sua maioria, pequenas e altamente degradadas. Mesmo assim, esses locais conseguem manter alguns grupos de sagüi-da-serra, pelo menos temporariamente. Portanto, é necessário monitorar esses fragmentos florestais de pequeno tamanho e que mantém populações de sagüis-da-serra a fim de se verificar se eles são capazes de mantê-las por períodos longos, da mesma forma como foi observado por Diego *et al*. (1993) na região de Ipanema (MG) e municípios vizinhos.

A dieta de *C. flaviceps* é composta principalmente por presas animais (20% insetos, especialmente Orthoptera, além de pequenos anfíbios e répteis) e pela goma de espécies vegetais arbóreas (predominantemente leguminosas). A gomivoria é uma estratégia importante para a espécie principalmente nos meses mais secos do ano (Ferrari *et al*., 1996). Assim, a presença marcante de espécies de leguminosas utilizadas pelos sagüis em florestas secundárias em processo de regeneração, como é o caso dos fragmentos florestais visitados e de boa parte da Zona da Mata mineira (Cosenza, 2003; Oliveira-Filho & Fontes, 2000), cuja tipologia florestal dominante é a Floresta Estacional Semidecidual (Veloso *et al*., 1991), deve ser uma importante variável responsável pela presença da espécie na região. Os maiores valores de dominância nessas florestas estacionais pertencem exatamente às famílias de leguminosas (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Além disso, a produtividade primária e a oferta de frutos em florestas em regeneração é maior, o que pode vir a favorecer os sagüis (Corrêa *et al*., 2000; Stallings & Robinson, 1991).

Coimbra-Filho (1991) considera *C. aurita* e *C. flaviceps* as espécies mais sensíveis à ocupação de hábitats degradados. Porém, estudos conduzidos por Diego *et al*. (1993) e Ferrari *et al*. (1996) e a comparação feita por Côrrea *et al*. (2000) entre estas duas espécies desfazem este mito. Novas áreas com condições consideradas adversas, como as apresentadas neste trabalho, têm sido encontradas na natureza abrigando populações do sagüi-da-serra (Hirsch *et al*., 1999; Tabacow *et al*., 2005). Ambos os fatores discutidos acima (alta produtividade primária e grande presença de espécies arbóreas produtoras de gomas) podem ser

considerados fortes elementos determinantes da manutenção dessas populações isoladas e pequenas de *C. flaviceps* nos fragmentos florestais estudados.

Por outro lado, segundo Primack & Rodrigues (2001), a introdução de espécies exóticas é uma das maiores causas de extinção de espécies nativas. Deste modo, podemos inferir que essas espécies de primatas introduzidas podem representar uma ameaça às populações de sagüi-da-serra, pois elas têm se adaptado, aparentemente, com muita facilidade nas áreas degradadas, demonstrando um forte grau de plasticidade ambiental (Hershkovitz, 1977; Mendes, 1997). Mendes (1993, 1997) e Melo (1999) relatam a ocorrência de híbridos naturais de *C. aurita* e *C. flaviceps* em uma extensa zona de hibridação localizada entre os municípios de Carangola e Caratinga (ambos em Minas Gerais). Hirsch (1995) evidencia que a introdução acidental de *C. penicillata* no Parque Estadual do Rio Doce em Marliéria (MG) tem provocado a formação de grupos híbridos dessa espécie com dois outros calitriquídeos considerados nativos da região (*C. geoffroyi* e *C. aurita*). Em Rio Novo (MG) também foram observados indivíduos híbridos de *C. aurita* e, possivelmente, *C. penicillata*, em um fragmento florestal de 10 ha (F. R. Melo, dados não publicados). Até o momento, não foram encontrados híbridos na região de estudo. Não é possível afirmar com os dados disponíveis que *C. flaviceps* esteja sofrendo um processo de extinção em diversos fragmentos florestais em decorrência da presença de outros grupos exóticos ou do pequeno tamanho dos fragmentos.

Mesmo assim, trabalhos de ecologia da paisagem que visem o estabelecimento de corredores entre os fragmentos devem ser precedidos de um levantamento das áreas a serem ligadas, evitando a conexão entre áreas de ocorrência de *C. flaviceps* com áreas que possam abrigar alguma espécie de calitriquídeo exótico. Esta estratégia diminui as chances de intercruzamento entre *C. flaviceps* e as outras espécies. Contudo, é de grande importância e urgência realizar um controle das espécies de calitriquídeos exóticos na região para melhor assegurar a sobrevivência de *C. flaviceps*. Desta forma, sugerimos a captura e retirada dos indivíduos dessas espécies e o posterior envio para zoológicos e universidades, até que esses primatas sejam erradicados da região ou fiquem em número tão reduzido a ponto de não influenciar de forma significativa as populações nativas de *C. flaviceps.* Conforme detectado no presente estudo, o raio de ocupação desses exóticos pode, eventualmente, aumentar e comprometer a permanência de sagüi-da-serra em fragmentos florestais onde ele ocorre.

Um intenso programa de Educação Ambiental também deve ser implementado para sensibilizar a população urbana de Manhuaçu quanto aos prejuízos ambientais provocados pela soltura acidental ou intencional de exemplares de sagüis exóticos. Da mesma forma, policiais da corporação da Polícia Militar Ambiental de Minas Gerais devem ser treinados para evitar solturas intencionais de animais capturados ou apreendidos.

Estudos sobre a biologia básica do sagüi-da-serra, especialmente dos grupos existentes em fragmentos florestais de pequenas dimensões, devem ser priorizados visando uma melhor compreensão das estratégias de manutenção desta espécie em áreas restritas e degradadas. Estudos dessa natureza poderão fornecer subsídios técnicos para executar ações de manejo eficientes para a manutenção dessas populações relictuais e a conexão futura dos fragmentos.

AGRADECIMENTOS

Este projeto foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), através de uma bolsa de Iniciação Científica (CRA 85104/01); Fundação FAFILE e Centro de Estudos Ecológicos e Educação Ambiental (CECO). Agradecemos, também, aos biólogos Braz Cosenza e Fernando Lima. Ao amigo Leandro Scoss pela ajuda nas análises estatísticas. Ao Dr. Júlio César Bicca-Marques pela revisão e incentivo para publicação do artigo.

BIBLIOGRAFIA

Ávila-Pires, F.D. (1969) Taxonomia e zoogeografia do gênero *Callithrix* Erxleben, 1777 (Primates, Callitrichidae). *Revista Brasileira de Biologia* 29:49-64.

Coimbra-Filho, A.F. (1986) Sagüi-da-serra *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903). *Informativo FBCN* 10:3.

Coimbra-Filho, A.F. (1991) Apontamentos sobre *Callithrix aurita* (E. Geoffroy, 1812), um sagüi pouco conhecido (Callithrichidae, Primates). In: *A Primatologia no Brasil, vol. 3* (A.B. Rylands & A.T. Bernardes, eds.). Fundação Biodiversitas e Sociedade Brasileira de Primatologia, Belo Horizonte, pp.145-158.

Coimbra-Filho, A.F., Mittermeier, R.A. & Constable, I.D. (1981) *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903) recorded from Minas Gerais, Brazil (Callitrichidae, Primates). *Revista Brasileira de Biologia* 41: 141-147.

Corrêa, H.K.M., Coutinho, P.E.G. & Ferrari, S.F. (2000) Between-year differences in the feeding ecology of highland marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*) in southeastern Brazil. *Journal of Zoology, London,* 252:421-427.

Cosenza, B.A.P. (2003) Fitossociologia e florística em um trecho de Mata Atlântica Estacional Semidecidual. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Costa, C.M.R., Herrmann, G., Martins, C.S., Lins, L.V. & Lamas, I.R. (Org.) (1998) *Biodiversidade em Minas Gerais: Um Atlas para sua Conservação*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Dean, W. (1995) *With the Broadax and Firebrand - The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest*. University of California Press, Berkeley.

Diego, V.H., Ferrari, S.F. & Mendes, F.D.C. (1993) Conservação do sagüi-da-serra (*Callithrix flaviceps*). O papel de matas particulares. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 4* (M.E. Yamamoto & M.B.C. Sousa, eds.) Sociedade Brasileira de Primatologia, Natal, pp. 129-137.

Ferrari, S.F. & Mendes, S.L. (1991) Buffy-headed marmosets: 10 years on. *Oryx* 25:105-109.

Ferrari, S.F., Corrêa, H.K.M. & Coutinho, P.E.G. (1996) Ecology of the southern marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*), how different, how similar? In: *Adaptive Radiations of Neotropical Primates* (M.A. Norconk, A.L. Rosenberger & P.A. Garber, eds.). Plenum Press, New York, pp.157-171.

Fonseca, G.A.B. (1985) The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34:17-34.

Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Costa, C.M.R., Machado, R.B. & Leite, Y.L.R. (1994) *Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Hershkovitz, P. (1977) *Living New World Monkeys (Platyrrhini), Volume 1*. University of Chicago Press, Chicago.

Hirota, M.M. (2003) Monitoring the Brazilian Atlantic Forest cover. In: *State of the Hotspots: The Atlantic Forest of South America – Biodiversity Status, Threats, and Outlook* (C. Galindo-Leal & I.G. Câmara, eds.). Island Press, Washington, pp. 43-59.

Hirsch, A. (1995) Censo de *Alouatta fusca* Geoffroy, 1812 (Platyrrhini, Atelidae) e qualidade do habitat em duas áreas com remanescentes de

Mata Atlântica em Minas Gerais. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Hirsch, A. (2003) Avaliação da fragmentação do habitat e seleção de áreas prioritárias para a conservação dos primatas da bacia do rio Doce, Minas Gerais, através da aplicação de um sistema de informações geográficas. Tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Hirsch, A., Rylands, A.B., Toledo, P.P., Brito, B.F.A., Printes, R.C., Landau, E.C. & Resende, N.A.T. (1999) Atualização da distribuição geográfica de *Callithrix flaviceps* através do uso de um sistema de informações geográficas. In: *Livro de Resumos do IX Congresso Brasileiro de Primatologia*. Sociedade Brasileira de Primatologia e Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Santa Teresa, p. 53.

Krebs, C.J. (1999) *Ecological Methodology*. 2nd ed.. Benjamin/ Cummings, Menlo Park.

Machado, A.B.M., Fonseca, G.A.B., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S. & Lins, L.V. (1998) *Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Melo, F.R. (1999) Caracterização molecular de *Callithrix aurita*, *C. flaviceps*, *C. geoffroyi* e de seus prováveis híbridos (Primates, Callitrichinae). Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Melo, F.R. & Mendes, S.L. (2000) Freqüência de emissão de gritos longos por *Callicebus personatus nigrifrons* e reações a *playbacks*. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 7* (C. Alonso & A. Langguth, eds.). UFPB/Editora Universitária, João Pessoa, pp. 215-222.

Mendes, S.L. (1993) Distribuição geográfica e estado de conservação de *Callithrix flaviceps* (Primates: Callitrichidae). In: A *Primatologia no Brasil, vol. 4* (M.E. Yamamoto & M.B.C. Sousa, eds.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Natal, pp. 139-154.

Mendes, S.L. (1997) Padrões biogeográficos e vocais em *Callithrix* do grupo *jacchus* (Primates, Callitrichidae). Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Mittermeier, R.A., Coimbra-Filho, A.F. & Constable, I.D. (1980) Range extension for an endangered marmoset. *Oryx* 15:381-383.

Mittermeier, R.A., Coimbra-Filho, A.F., Constable, I.D., Rylands, A.B. & Valle, C.M.C. (1982) Conservation of primates in the Atlantic Forest of eastern Brazil. *International Zoo Yearbook* 22:2-17.

MMA (Ministério do Meio Ambiente) (2003) *Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Disponível em <http://www.mma.gov.br>.

Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.L. (2000) Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.

Oliver, W.L.R & Santos, I.B. (1991) Threatened endemic mammals of the Atlantic Forest region of south-east Brazil. *Wildlife Preservation Trust Special Scientific Report* 4:1-126.

Primack, R.B. & Rodrigues, E. (2001) *Biologia da Conservação*. 3nd ed. Editora Planta, Londrina.

Rylands, A.B., Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (1993) Systematics, geographic distribution, and some notes on the conservation status of the Callitrichidae. In*: Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology* (A. B. Rylands, ed.). Oxford University Press, New York, pp. 1-77.

Rylands, A.B., Schneider, H., Langguth, A., Mittermeier, R.A., Groves, C. & Rodriguez-Luna, E. (2000) An assessment of the diversity of New World Primates. *Neotropical Primates* 8:61-93.

Snedecor, G.W. & Cochran, W.G. (1980) *Statistical Methods*. The Iowa State University Press, Iowa.

Stallings, J.R. & Robinson, J.G. (1991) Disturbance, forest heterogeneity and primate communities in a Brazilian Atlantic forest park. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 3* (A.B. Rylands & A.T. Bernardes, eds.). Fundação Biodiversitas e Sociedade Brasileira de Primatologia, Belo Horizonte, pp.357-368.

Stevenson, M.F. & Rylands, A.B. (1988) The marmosets, genus *Callithrix*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho, & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, pp. 131-222.

Tabacow, F.P., Santos, R.R. & Mendes, S.L. (2005) Novas localidades de ocorrência de sagüi-da-serra (*Callithrix flaviceps*), em fragmentos florestais do Estado de Minas Gerais – Brasil. In: *Programa e Livro de Resumos do XI Congresso Brasileiro de Primatologia* (J.C. Bicca-Marques, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Porto Alegre, p. 126.

Valverde, O. (1958) Estudo regional da Zona da Mata de Minas Gerais. *Revista Brasileira Geografia* 20:3-79.

Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. (1991) *Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal*. IBGE, Rio de Janeiro.

Zar, J.H. (1999) *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 181-191

Mapeamento das áreas de ocorrência de *Alouatta caraya* em fragmentos florestais de Tupanciretã, Rio Grande do Sul

Valeska Martins da Silva[1] & Thaïs Leiroz Codenotti[2]

[1] Universidade de Cruz Alta
[2] Universidade de Passo Fundo

RESUMO

Os impactos da fragmentação do hábitat sobre as populações de *Alouatta caraya* (bugio-preto) no Rio Grande do Sul ainda não foram avaliados devido à ausência de informações sobre a distribuição e grau de conservação da espécie no Estado. Entre outubro de 2002 e março de 2003 foi realizado no município de Tupanciretã/RS o mapeamento das áreas de ocorrência, a determinação da densidade populacional e a caracterização do hábitat de *A. caraya*. Vinte e dois bandos foram avistados e obteve-se informações de outros sete distribuídos em 29 áreas visitadas. O tamanho médio das áreas foi de 6,2 ± 6,9 ha, variando de 1 a 30 ha. Os bugios-pretos são encontrados por todo o município habitando pequenos fragmentos florestais, alguns dos quais extremamente degradados e isolados. Este cenário deve representar um risco de extinção local para a espécie a longo prazo.

Palavras-chave: Bugio-preto, distribuição, fragmentação do hábitat, extinção local, dieta flexível

* Endereço para correspondência: Valeska Martins da Silva, Universidade de Cruz Alta, Departamento de Ciências Biológicas, Campus Universitário "Dr. Ulysses Guimarães", Parada Benito s/n, Caixa Postal 858, Cruz Alta, RS 98025-810, Brasil, Fone: +55-55-3321-1556, Email: tcheskabyo@yahoo.com.br

ABSTRACT

The impact of habitat fragmentation on *Alouatta caraya* (black-and-gold howler monkey) populations in the State of Rio Grande do Sul are still unknown due to the lack of data on this species' distribution and conservation status in the State. A study on the areas of occurrence of *A. caraya* in the municipality of Tupanciretã, State of Rio Grande do Sul, Brazil, its population density, and habitat traits was conducted between October 2002 and March 2003. Twenty-two groups were seen and information on the presence of another seven groups were gathered from a total of 29 surveyed sites. Average fragment size was 6.2 ± 6.9 ha, ranging from 1 to 30 ha. Black-and-gold howler monkeys are found throughout the municipality inhabiting small forest fragments, including some highly degraded and isolated. The current situation indcates that over the long-term, *A. caraya* is at risk of local extinction.

Key words: Black-and-gold howler monkey, habitat fragmentation, distribution, local extinction, flexible diet

INTRODUÇÃO

Entre tantas ameaças que afetam as populações de primatas, a destruição do hábitat, a caça e a captura são tidas como principais (Stallings & Robinson, 1991), sendo a primeira uma crescente e significante ameaça à sobrevivência das populações de primatas em todo o mundo. Marsh (2003) alerta que a fragmentação do hábitat pode afetar os primatas através do isolamento das populações em fragmentos e, dependendo do tamanho destes fragmentos, da extinção local da espécie.

Para *Alouatta caraya* a principal ameaça é, sem dúvida, a fragmentação do seu hábitat (Brown & Zunino, 1994; Codenotti *et al*., 2002; DeLuycker, 1995). Mesmo sendo amplamente distribuída (Hirsch *et al.*, 2002) e capaz de sobreviver em ambientes degradados (Bicca-Marques, 2003; Crockett, 1998), a fragmentação do hábitat é uma ameaça crescente à espécie. Kowalewski & Zunino (1999) comprovaram a existência de uma relação direta entre a diminuição do hábitat e o aumento da densidade populacional da espécie, concluindo que se a fragmentação não for controlada, em breve as populações serão afetadas negativamente.

No Estado do Rio Grande do Sul, *A. caraya* está distribuída nas regiões fisiográficas do Planalto Médio, da Campanha e das Missões (Codenotti *et al*., 2002), tendo como limite sul de distribuição o município de Alegrete (Bicca-Marques, 1990). A exploração de áreas naturais nestas regiões aumentou nas últimas décadas, com ecossistemas nativos sendo substituídos por atividades agrícolas ou de pecuária (Codenotti *et al*., 2002; Marques, 2003). Estas atividades podem estar reduzindo a área de hábitat disponível para o bugio-preto e isolando-os em pequenos fragmentos florestais. Contudo, os impactos da fragmentação sobre as populações ainda não foram avaliados, devido às poucas informações acerca de sua distribuição e grau de conservação, o que dificulta a sua proteção (Codenotti *et al*., 2002; Marques, 2003). O Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul cita a espécie como "Vulnerável", tendo como principal ameaça à fragmentação do hábitat e a ausência de informações sobre a situação da espécie (Marques, 2003).

Este estudo buscou conhecer a distribuição de *A. caraya* em fragmentos florestais no município de Tupanciretã, Estado do Rio Grande do Sul, mapear e caracterizar seus hábitats.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada no município de Tupanciretã, Rio Grande do Sul, Brasil (29°04'49"S; 53°50'10"O; Figura 1). A área do município compreende cerca de 2252 km^2 (Fundação de Economia e Estatística, 2005) e apresenta uma vegetação classificada fitogeograficamente como Savana (IBGE, 1995). Segundo Rambo (2000), a região caracteriza-se como uma área campestre, redilhada e entrecortada por matas de galeria. Atualmente, Tupanciretã é um grande produtor de soja e as matas do município apresentam-se como matas ciliares e pequenos fragmentos alterados.

Entre outubro de 2002 e março de 2003 foram realizadas dez expedições com duração de dois a três dias cada. Foram visitadas 29 áreas com informações sobre a ocorrência de bandos de *A. caraya*. Em cada área registrou-se as coordenadas geográficas com o auxílio de um equipamento de GPS (Global Positioning System), Garmin-12 canais. As coordenadas foram utilizadas para a elaboração de um mapa com a localização das áreas visitadas através do software GPS TrackMaker®.

Figura 1. Localização de Tupanciretã (em destaque) no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

A partir da localização dos bandos, determinou-se o tamanho do grupo e sua composição sexo-etária, determinada com base no tamanho e coloração dos indivíduos. O tamanho (em hectares) dos fragmentos foi obtido a partir dos registros dos proprietários. O tamanho das áreas de mata ciliar não foi estimado.

Os dados foram analisados através da estatística descritiva. Além disso, uma regressão (Ayres *et al*., 2005) foi aplicada para avaliar a existência de relação entre o tamanho do grupo e o tamanho dos fragmentos. Para estimar a densidade dividiu-se o número total de indivíduos do grupo pela área total do fragmento ocupado. O cálculo da densidade foi realizado desta maneira por tratarem-se de áreas pequenas com ocorrência de um único bando. Uma regressão com ajustamento de curvas foi utilizada para verificar a ocorrência de relação entre o tamanho da área e a densidade dos indivíduos na mesma (Ayres *et al*., 2005).

RESULTADOS

Vinte e dois bandos de *A. caraya* foram avistados em fragmentos florestais distribuídos por todo o município de Tupanciretã (Tabela 1 e Figura 2). Obteve-se informações sobre a ocorrência de outros sete em áreas de mata ciliar (Tabela 2), os quais não foram observados.

Os fragmentos habitados por *A. caraya* apresentaram um tamanho entre 1 e 30 ha (média ± d.p.=6,2 ± 6,9 ha), enquanto o tamanho dos grupos variou de 2 a 13 indivíduos (6,6 ± 2,8) e a densidade, de 0,3 a 5,0 indivíduos por hectare (2,1 ± 1,6 ind./ha) (Tabela 1).

A regressão geométrica indicou uma relação inversa significativa entre o tamanho do fragmento e a densidade de bugios-pretos (r^2=0,795, p<0,00001, Figura 3). Quanto menor a área, maior a densidade populacional. Contudo, o teste de regressão não mostrou relação significativa entre o tamanho dos grupos e dos fragmentos (r^2=-0,037, p=0,622).

Dezesseis dos 22 fragmentos onde os bandos foram avistados são alterados e dominados por espécies vegetais exóticas, tais como a laranjeira (*Citrus sinensis*), a uva-do-japão (*Hovenia dulcis*) e o eucalipto (*Eucalyptus viminallis*). A vegetação das outras seis áreas é dominada por espécies vegetais nativas como o ingá (*Inga marginata*), a farinha-seca (*Lonchocarpus muehlbergianus*), a guajuvira (*Patagonula americana*) e o branquilho (*Sebastiania commersoniana*).

Tabela 1. Localização, composição e densidade dos bandos de *A. caraya* detectados visualmente em Tupanciretã, RS.

FR - Localidade	Coord. Geogr.	GR	N	Composição sexo- etária					Área (ha)	Dens. (ind./ha)
				MA	MS	FA	JV	IN		
1 - Lajeado do Celso	29°06'56"S 53°58'27"O	1	13	3	2	4	2	2	2,0	4,3
2 - Lajeado do Celso	29°06'10"S 53°56'18"O	1	10	1	1	4	3	1	2,0	5,0
3 - Lajeado do Celso	29°05'47"S 53°58'39"O	1	5	1	-	4	-	-	8,0	0,6
4 - Coxilha Bonita	29°03'08"S 53°53'39"O	1	9	4	1	2	2	-	4,0	2,2

Continua

Continuação da Tabela 1

5 - Santa Luzia	29°06'54"S 54°02'18"O	1	5	2	-	2	-	1	2,5	2,0
6 - Santa Luzia	29°06'46"S 54°07'45"O	1	7	1	-	3	1	2	1,5	4,7
7 - Santa Luzia	29°07'33"S 54°08'09"O	1	4	1	-	3	-	-	1,0	4,0
8 - Santa Luzia	29°05'16"S 54°05'28"O	1	8	1	2	3	2	-	2,0	4,0
9 - Espinilho Grande	28°57'35"S 54°15'12"O	1	9	3	1	4	-	1	30,0	0,3
10 - São Xavier	28°59'43"S 53°38'58"O	1	2	-	-	1	1	-	2,0	1,0
11 - São Xavier	28°58'45"S 53°37'14"O	1	10	1	1	2	4	2	5,0	2,0
12 - São Xavier	29°01'33"S 53°38'29"O	1	6	1	1	2	1	1	6,5	0,9
13 - São Xavier	29°02'38"S 53°40'23"O	1	4	1	-	1	1	1	4,0	1,0
14 - São Xavier	28°59'56"S 53°38'59"O	1	7	1	1	4	1	-	2,0	3,5
15 - Batú	28°56'54"S 53°46'19"O	1	9	4	-	3	1	1	6,0	1,5
16 - Santo Inácio	28°56'04"S 54°06'18"O	1	6	1	1	3	1	-	20,0	0,3
17 - Perímetro Urbano	29°03'56"S 53°50'40"O	1	6	2	-	2	-	2	8,0	0,8
18 - Perímetro Urbano	29°04'02"S 53°50'47"O	1	9	1	2	4	1	1	8,0	1,1
19 - São Bernardo	28°55'51"S 54°03'22"O	1	3	2	1	-	-	-	10,0	0,3
20 - São Bernardo	28°55'15"S 54°03'04"O	1	5	1	1	2	1	-	10,0	0,5
21 - São Bernardo	28°54'27"S 54°04'55"O	1	3	1	1	1	-	-	1,0	3,0
22 - São Bernardo	28°54'22"S 54°03'46"O	1	4	1	-	2	1	-	1,0	4,0
∑		22	144	34	16	56	24	15	136,5	
Média			6,6	1,6	1,2	2,7	1,5	1,4	6,2	2,1
Desvio padrão			2,8	1,1	0,4	1,1	0,9	0,5	6,9	1,6

* FR: nº do fragmento; GR: nº de grupos avistados; N: nº de indivíduos; MA: macho adulto; MS: macho subadulto; FA: fêmea adulta; JV: juvenil; IN: infante.

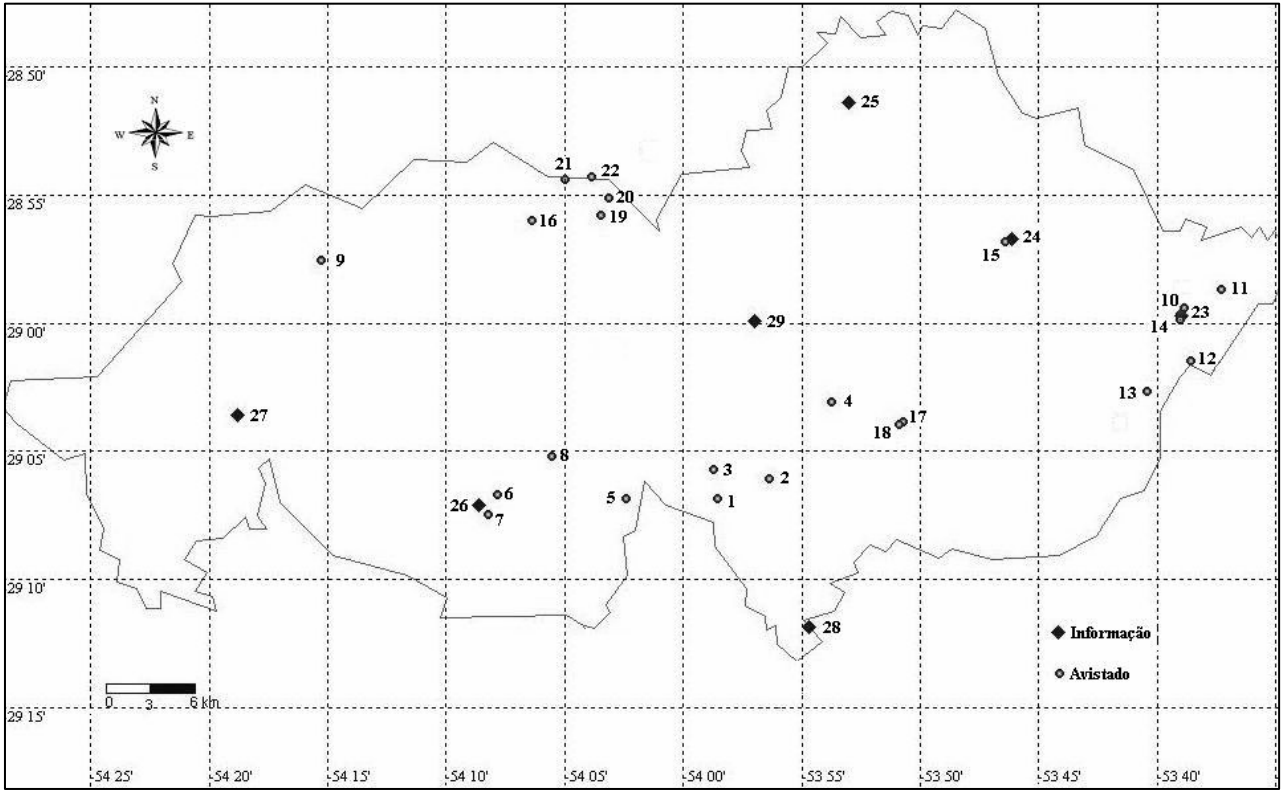


Figura 2. Localização dos bandos de *A. caraya* em Tupanciretã, RS. Os números ao lado dos pontos correspondem aos números dos fragmentos (veja as Tabelas 1 e 2).

Tabela 2. Localidades visitadas em Tupanciretã, RS, com informações sobre a presença de bandos de *A. caraya* (não avistados).

FR - Localidade	Coordenadas	Modo de detecção
23 - São Xavier	28° 59' 43"S 53° 38' 58"O	Informação
24 - Batú	28° 56' 44"S 53° 46' 08"O	Informação
25 - Estância Grande	28° 51' 24"S 53° 53' 00"O	Auditivo
26 - Santa Luzia	29° 07' 08"S 54° 08' 34"O	Informação
27 - Passo da Lage	29° 03' 38"S 54° 18' 47"O	Informação
28 - Aguapé	29° 11' 53"S 53° 54' 40"O	Informação
29 - Bocaverá	28° 59' 58"S 53° 56' 56"O	Informação

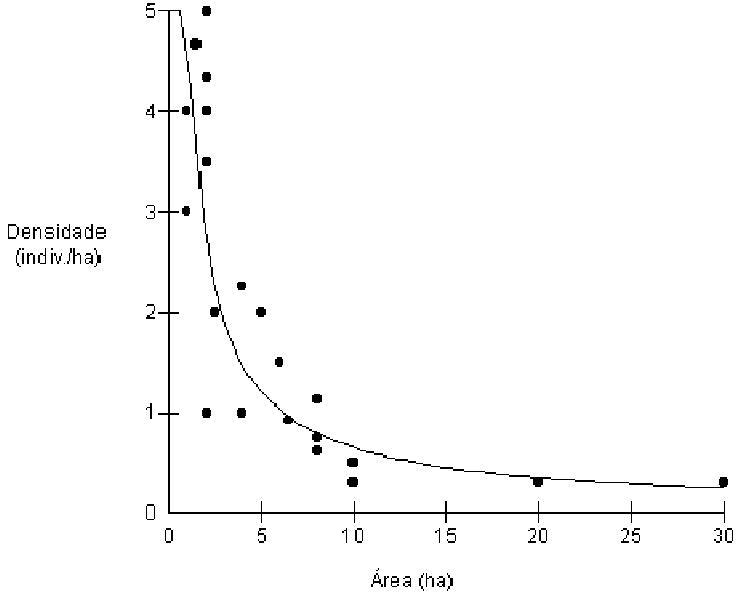


Figura 3. Relação entre o tamanho do fragmento e sua densidade de bugios.

DISCUSSÃO

A partir do mapeamento constatou-se que Tupanciretã apresenta grupos de *A. caraya* distribuídos por todo o município, habitando matas ciliares e pequenos fragmentos florestais. Porém, alguns destes fragmentos já se encontram muito isolados, devido ao aumento das áreas dedicadas à agricultura na região. Através da regressão geométrica verificou-se que quanto menor o fragmento de mata, maior é a densidade da espécie. Esta maior densidade pode ser explicada pelo fato dos fragmentos encontrarem-se isolados, impossibilitando a transferência dos indivíduos para outras áreas, o que compromete sua dispersão. Esta dificuldade de dispersão pode aumentar o risco de extinção local da espécie a longo prazo, uma vez que os bugios isolados em pequenos fragmentos são mais vulneráveis a doenças, infestações parasitárias e perda da variabilidade genética por endocruzamento (Bicca-Marques, 2003; Crockett, 1998; Cruz *et al*., 2000; Marsh, 2003). Brown & Zunino (1994), por exemplo, registraram uma redução no tamanho populacional em decorrência de uma infestação parasitária, a qual juntamente com o isolamento do fragmento, pode ter contribuído para sua baixa taxa de recolonização.

Além de habitarem pequenos fragmentos isolados, estes apresentam-se altamente degradados. Devido a uma dieta flexível (Bicca-Marques, 2003; Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1994; Crockett, 1998; DeLuycker, 1995), a sobrevivência dos bandos nestes ambientes parece estar ligada à capacidade de ingerir grandes quantidades de folhas, inclusive de espécies introduzidas como o eucalipto (*Eucalyptus viminallis*), cuja ingestão foi observada diversas vezes. Outros recursos alimentares importantes que também permitem a presença da espécie em hábitats alterados são os frutos de árvores frutíferas exóticas, como a laranjeira (*Citrus sinensis*) e a uva-do-japão (*Hovenia dulcis*), as quais frutificam em épocas de escassez de frutos de espécies nativas (Bicca-Marques, 1994; Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1994).

Mesmo sendo capaz de sobreviver em ambientes alterados, a situação de *A. caraya* em Tupanciretã é preocupante devido à redução e ao isolamento dos remanescentes de hábitat. Assim, a espécie corre risco de desaparecer da região a longo prazo caso nenhuma medida para sua proteção e a recuperação das áreas seja tomada.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos Senhores Erton Vargas, José Flores Savian e Wilson von End pela ajuda na localização das propriedades. Aos biólogos Rose Mari Martins Silveira, Vagner José de Albuquerque e Leonildo Betanin e aos estudantes Eduardo W. Camargo e Luizandro Ferrari pelo auxílio na coleta de dados. Aos proprietários das fazendas pela acolhida e permissão para desenvolver a pesquisa. À M.Sc. Dileta Cechetti pelo auxílio na análise estatística. À Dra. Nêmora P. Prestes e M.Sc. Márcia S. Jorge pela leitura crítica. Ao Dr. Júlio César Bicca-Marques pelas valiosas contribuições e incentivo. À Universidade de Passo Fundo (UPF) pelo apoio logístico e à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza (FBPN) pelo auxílio financeiro.

BIBLIOGRAFIA

Ayres, M., Ayres Jr., M., Ayres, D.L. & Santos, A.S. (2005) *BioEstat 4.0. Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas*. Sociedade Civil Mamirauá, Belém.

Bicca-Marques, J.C. (1990) A new southern limit for the distribution of *Alouatta caraya* in Rio Grande do Sul State, Brazil. *Primates* 31:449-451.

Bicca-Marques, J.C. (1994) Padrão de utilização de uma ilha de mata por *Alouatta caraya* (Primates: Cebidae). *Revista Brasileira de Biologia* 54:161-171.

Bicca-Marques, J.C. (2003) How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, ed.). Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 283-303.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1994) Exotic plant species can serve as staple food sources for wild howler populations. *Folia Primatologica* 63:209-211.

Brown, A.D. & Zunino, G.E. (1994) Hábitat, densidad y problemas de conservación de los primates de Argentina. *Vida Silvestre Neotropical* 3:30-40.

Codenotti, T.L., Silva, V.M., Albuquerque, V.J., Camargo, E.V. & Silveira, R.M.M. (2002) Distribuição e situação atual de conservação de *Alouatta caraya* (Humboldt, 1812) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Primates* 10:132-141.

Crockett, C.M. (1998) Conservation biology of the genus *Alouatta. International Journal of Primatolology* 19:549-578.

Cruz, A.C.M.S., Borda, J.T., Patiño, E.M., Gómez, L. & Zunino, G.E. (2000) Habitat fragmentation and parasitism in howler monkeys (*Alouatta caraya*). *Neotropical Primates* 8:146-148.

DeLuycker, A. (1995) Deforestation, selective cutting, and habitat fragmentation: the impact on a black howler monkey (*Alouatta caraya*) population in northern Argentina. *Boletim Primatologico Latinoamericano* 5:17-24.

Fundação de Economia e Estatística (2005) *Resumo Estatístico RS – Municípios*. Disponível em <http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/resumo/pg_municipios_detalhe.php?municipio=Tupanciret%E3>

Hirsch, A., Dias, L.G., Martins, L.O., Campos, R.F., Resende, N.A.T. & Landau, E.C. (2002) *Database of Georreferenced Occurrence Localities of Neotropical Primates*. Departamento de Zoologia/UFMG, Belo Horizonte. Disponível em <http://www.icb.ufmg.br/~primatas/home_bdgeoprim.htm>

IBGE (1995) *Mapa de Vegetação do Brasil*. Escala 1:5.000.000, Projeção Policônica. Digital format by UNEP/GRID. Disponível em <http://grid2.cr.usgs.gov/datasets/datalist.php3>.

Kowalewski, M.M. & Zunino, G. E. (1999) Impact of deforestation on a population of *Alouatta caraya* in northern Argentina. *Folia Primatologica* 70:163-166.

Marques, A.A.B. (2003) Primatas. In: *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul* (C.S. Fontana, G.A. Bencke & R.E. Reis, eds.). EDIPUCRS, Porto Alegre, pp. 499-506.

Marsh, L.K. (2003) The nature of fragmentation. In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, ed.). Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 1-10.

Rambo, B. (2000) *A Fisionomia do Rio Grande do Sul: Ensaio de Monografia Natural*, 3 ed. Editora Unisinos, São Leopoldo.

Stallings, J.R. & Robinson, J.G. (1991) Disturbance, forest heterogeneity and primate communities in a Brazilian Atlantic forest park. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 3* (A.B. Rylands & A.T. Bernardes, eds.). Fundação Biodiversitas e Sociedade Brasileira de Primatologia, Belo Horizonte, pp. 357-368.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 193-206

Ocorrência e abundância de primatas em fragmentos florestais no Centro de Endemismo Pernambuco

Antonio Rossano Mendes Pontes[1], Rafael de Almeida Jordani[1], Patrícia Farias Rosas Ribeiro[2], Iran Campelo Normande[3], Amaro César de Araújo Fernandes[3], Marina Lira Soares[1] & Climéria Bezerra Ramalho[1]

[1] Universidade Federal de Pernambuco
[2] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
[3] Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

RESUMO

A situação da Mata Atlântica nordestina é crítica, restando apenas 2% de sua área original distribuída em fragmentos florestais sob severa pressão antrópica. No Centro de Endemismo Pernambuco (Pernambuco, Paraíba, Alagoas e Rio Grande do Norte), a maioria dos fragmentos remanescentes possui menos de 10 ha. São registradas três espécies de primatas para o Centro de Endemismo Pernambuco: *Callithrix jacchus* (sagüi-comum), *Cebus apella* (macaco-prego) e *Alouatta belzebul* (guariba). Este trabalho relata os resultados de um censo de primatas

* Endereço para correspondência: Antônio Rossano Mendes-Pontes, Universidade Federal de Pernambuco, CCB, Depto. de Zoologia, Laboratório de Estudo e Conservação da Natureza, R. Prof. Moraes Rego, 1235, Cidade Universitária, Recife, PE 50740-620, Brasil, Fone/Fax: +55-81-21268353; Email: rossano@ufpe.br, mendespontes@gmail.com

seguindo o Método do Transecto em Linha realizado entre abril de 2000 e dezembro de 2004 em 15 fragmentos com diferentes tamanhos. Dependendo do tamanho e forma do fragmento, os transectos possuíam entre 500 e 5000 metros de comprimento, os quais foram percorridos no período diurno a uma velocidade média de 1 km/h. *Callithrix jacchus* foi registrado em 11 fragmentos (n=51 registros). *Cebus apella* e *A. belzebul* não foram registrados em nenhum dos fragmentos estudados. Em contrapartida, um primata exclusivamente amazônico, o macaco-de-cheiro *Saimiri* sp., foi registrado na Reserva Biológica de Saltinho no Estado de Pernambuco. A distribuição e abundância dos primatas nos fragmentos parece ser uma função do impacto antrópico, como, por exemplo, corte seletivo, queimadas, abertura de caminhos por pessoas e animais domésticos (caprinos e bovinos), fiações de alta tensão cruzando os fragmentos, clareiras abertas para plantações e, principalmente, caça. Propomos a re-conexão e a restauração dos fragmentos a fim de permitir a manutenção e o fluxo gênico entre as populações, juntamente com programas de educação ambiental, como ferramenta crucial na reversão do cenário atual.

Palavras-chave: Censo, *Callithrix jacchus*, *Cebus apella*, *Alouatta belzebul*, *Saimiri* sp., Mata Atlântica

ABSTRACT

The conservation situation in the north-eastern Atlantic forest of Brazil is critical, with only 2% of the original forest remaining in fragments under significant human pressure. In the Pernambuco Endemism Centre (States of Pernambuco, Paraíba, Alagoas and Rio Grande do Norte), most fragments are smaller than 10 ha. Three primate species are reported for the Pernambuco Endemism Centre: *Callithrix jacchus* (common marmoset), *Cebus apella* (brown capuchin monkey) and *Alouatta belzebul* (red-handed howler monkey). This study reports the results of a primate survey using the Line Transect Method carried out between April 2000 and December 2004 in 15 forest fragments of varying size. Depending on fragment size and shape, transects were 500 to 5000 meters long. Census walk was performed at a mean speed of 1 km/h during the day. *Callithrix jacchus* was recorded in 11 fragments (n=51 records), whereas *C. apella* and *A. belzebul* were not recorded in any fragment. Nevertheless, the squirrel monkey *Saimiri* sp., an

exclusively Amazonian primate, was recorded in the Saltinho Biological Reserve in the State of Pernambuco. Primate distribution and abundance in these fragments appear to be a function of the human impact on the area, such as selective logging, burning, opening of paths for local people and domestic animals (goat and cattle, for example), high-tension electric wires crossing the fragments, clearings for plantations and, mainly, hunting. We, therefore, propose fragment restoration and re-connection to allow the maintenance of gene flow among populations together with programs of environmental education as critical tools to reverse the current situation.

Key words: Census, *Callithrix jacchus*, *Cebus apella*, *Alouatta belzebul*, *Saimiri* sp., Atlantic forest

INTRODUÇÃO

Originalmente a Floresta Atlântica brasileira se estendia quase que continuamente dos Estados do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, cobrindo uma área de 1.200.000 km² ou 12% do país, da qual resta apenas 5 a 10% (Brown & Brown, 1992). No Nordeste brasileiro a situação é especialmente crítica, onde os remanescentes de Floresta Atlântica representam apenas 2% e estão submetidos à severa pressão antrópica (Brown & Brown, 1992; Ranta *et al.*, 1998; Silva & Tabarelli, 2000; Uchoa-Neto, 2002).

No Centro de Endemismo Pernambuco (aqui referido como CEPE), unidade biogeográfica que compõe a Floresta Atlântica localizada ao norte do rio São Francisco e que engloba os Estados de Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte (Prance, 1982, 1987), a maioria dessas áreas remanescentes é composta por fragmentos que possuem menos de 10 ha. Apenas 7% dos fragmentos existentes no CEPE possui área superior a 100 ha (Ranta *et al.*, 1998).

Fragmentos pequenos, mesmo na total ausência de atividade de caça, perdem quase imediatamente a maioria das espécies de mamíferos de médio e grande porte, tais como os carnívoros e grandes predadores, como a onça parda, *Puma concolor* e a onça pintada, *Panthera onca* (ver Fernandes, 2003; Rosas-Ribeiro, 2004).

Nos ecossistemas neotropicais, particularmente nas florestas da Amazônia e da América Central, foram realizados vários estudos sobre

a riqueza de espécies, abundância e diversidade de mamíferos (Eisenberg, 1980; Eisenberg *et al.*, 1979; Emmons, 1984; Glanz, 1982, 1990; Mendes Pontes, 1994, 1999, 2000, 2004). Entretanto, na Floresta Atlântica estes estudos começaram a surgir bem mais recentemente (Chiarello, 1999; Monteiro da Cruz & Campelo, 1998; Monteiro da Cruz *et al.*, 2002; Fernandes, 2003; Gaspar, 2005; Souza, 1999).

As comunidades de primatas do Brasil tendem a ser muito diversas, com comunidades na Amazônia contendo desde 13 espécies simpátricas (Johns, 1985; Peres, 1993) até algo em torno de 18 espécies (Messias *et al.*, 2005), enquanto comunidades do Nordeste do Brasil, como na região deste estudo, possuem apenas três espécies: *Callithrix jacchus* (sagüi-comum)*, Cebus apella* (macaco-prego) e *Alouatta belzebul* (guariba) (Eisenberg & Redford, 1979; Monteiro da Cruz *et al.*, 2002; Rylands *et al.*, 1993). Isto pode ser o resultado de fatores históricos, ambientais (Eisenberg, 1980), assim como de um empobrecimento da comunidade como conseqüência do alto grau de impacto humano sobre a área. Neste trabalho avaliamos a diversidade de primatas do CEPE e sua relação com o tamanho dos fragmentos, dentro de uma paisagem altamente fragmentada, inserida numa matriz de cana-de-açúcar.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em 15 fragmentos representativos da Mata Atlântica do CEPE, reunidos em três classes de tamanho: pequenos (<100 ha), médios (100 - 1000 ha) e grandes (>1000 ha). Estes fragmentos estão agrupados em três conjuntos: Reserva Ecológica de Gurjaú (1077 ha; 8º15’00”S e 35º05'00"O), Usina Frei Caneca S.A. (630 ha; 8º42’37”S e 35º50’01”O) e Usina Serra Grande (8000 ha; 9º00’00”S e 35º52’12”O), assim como em dois fragmentos urbanos totalmente isolados nas cidades de Camaragibe (8 ha; 7º59’01”S e 35º1’30”O) e Igarassú (60 ha; 35º00’3”S e 7º49’52”O) (Figura 1). A paisagem e os fragmentos foram estudados através do Programa ArcView 3.2a (ESRI, 1998) e os polígonos referentes aos fragmentos remanescentes da Floresta Atlântica Nordestina no formato digital foram elaborados pelo Fundo Mundial para a Natureza (WWF-Brasil).

Na Reserva Ecológica de Gurjaú foram estudados os fragmentos denominados Mata do Café (118 ha), Mata do São Brás (50 ha), Mata do Cuxiu (38 ha) e Mata do Xangô (6 ha). Na Reserva Particular do

Patrimônio Natural Frei Caneca foram estudados os fragmentos Mata da Serra do Quengo (500 ha), Mata do Fervedouro (300 ha), Mata do Ageró (50 ha) e Mata do Espelho (50 ha). Na Usina Serra Grande foram estudados os fragmentos Mata de Coimbra (3400 ha), Mata da Cachoeira (308 ha), Mata de Aquidabã (50 ha), Mata do Bom Jesus (10 ha) e Mata do Capoeirão (122 ha). No município de Camaragibe foi estudado o fragmento Vale das Águas (8 ha) e em Igarassú, o fragmento Charles Darwin (60 ha).

O censo visual de primatas foi realizado entre abril de 2000 e dezembro de 2004 seguindo o método do transecto linear descrito por Buckland *et al*. (1993) e utilizado anteriormente por Mendes Pontes (2000, 2004) na Amazônia. Os transectos de 1 m de largura foram estabelecidos randomicamente nas áreas de estudo e percorridos a uma velocidade média de 1 km/h no período diurno. Possuíam entre 500 e 5000 metros de comprimento, dependendo do tamanho e forma do fragmento.

Os dados coletados durante o avistamento de primatas foram: número de indivíduos por grupo, distância de avistamento, localização na trilha, azimute (ângulo), dia, hora e distância percorrida pelo observador (Brockelman & Ali, 1987; Buckland *et al.*, 1993; Mendes Pontes, 2000, 2004; NRC, 1981). Foram coletados ainda dados *ad libitum* (Altmann, 1974) sobre a presença de primatas em outras áreas visitadas, onde não foi feito o levantamento sistemático.

Através do teste de Mann-Whitney testamos se havia relação entre a presença/ausência de sagüis nos fragmentos e suas características. Testamos ainda, através da correlação de Spearman, se havia correlação entre o tamanho do fragmento e o número de registros de primatas.

RESULTADOS

Populações de primatas foram observadas em 11 fragmentos (73% das áreas estudadas). Em todos esses fragmentos, a espécie registrada foi *C. jacchus* (Tabela 1). No complexo Serra Grande os sagüis-comuns foram avistados em apenas um fragmento, enquanto nos complexos Gurjaú e Frei Caneca estiveram presentes em todos os fragmentos, bem como nos fragmentos isolados de Camaragibe e Igarassú. Não houve diferença significativa no teste de presença/ausência dos sagüis nos diferentes fragmentos, mas este resultado pode estar relacionado ao

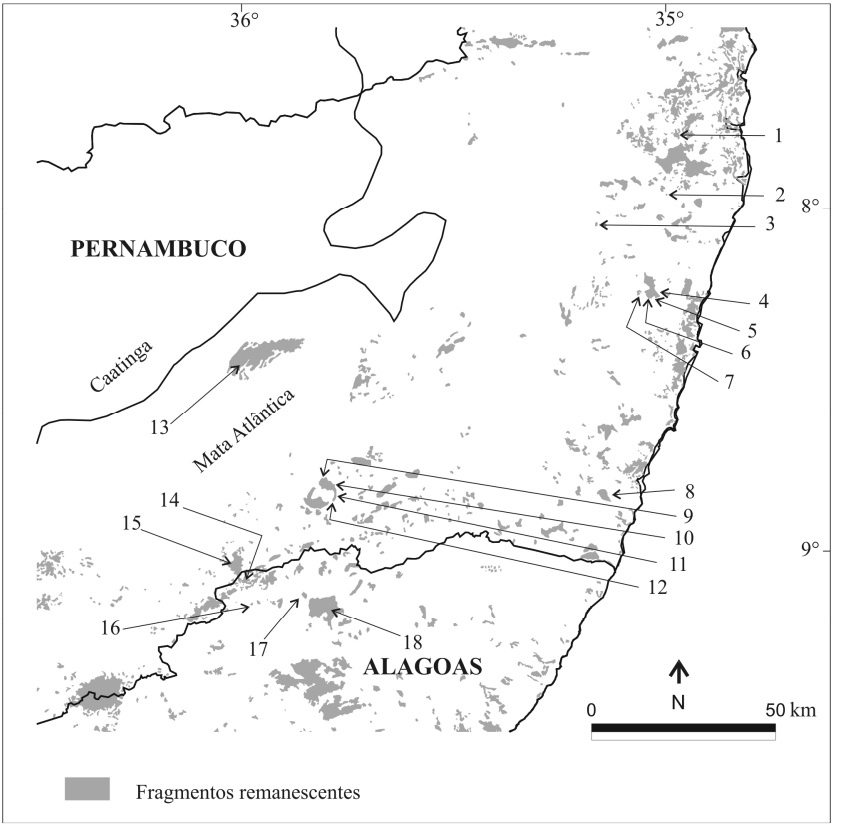


Figura 1. O Centro de Endemismo Pernambuco, evidenciando os locais onde estão situados os fragmentos estudados, incluindo Frei Caneca, Serra Grande, Gurjaú, Camaragibe e Igarassú: 1-Charles Darwin, 2-Vale das Águas, 3-Tapacurá, 4-Café, 5-Cuxiu, 6-São Bras, 7-Xangô, 8-Saltinho, 9-Ageró, 10-Espelho, 11-Fervedouro, 12-Quengo, 13-Brejo dos Cavalos, 14-Cachoeira, 15-Capoeirão, 16-Bom Jesus, 17-Aquidabã, 18-Coimbra (apesar de todos os fragmentos serem isolados, em alguns casos, isto não fica evidente devido à sua pequena dimensão).

pequeno número de fragmentos onde eles estavam ausentes. Houve, entretanto, uma correlação negativa significativa entre o número de registros de sagüis e o tamanho do fragmento (r_s=-0,5721, N = 15, p=0,0258).

Tabela 1. Número de registros de *Callithrix jacchus* nos fragmentos estudados do Centro de Endemismo Pernambuco.

Região	Fragmento	Área (ha)	Número de registros
Serra Grande	Coimbra	3400	0
	Cachoeira	308	0
	Capoeirão	122	0
	Aquidabã	50	0
	Bom Jesus	10	4
Caneca	Quengo	500	1
	Fervedouro	300	2
	Ageró	50	4
	Espelho	50	1
Gurjaú	Café	118	5
	São Bras	50	12
	Cuxiu	38	4
	Xangô	6	11
Igarassú	Charles Darwin	60	4
Camaragibe	Vale das Águas	8	3

Cebus apella e *A. belzebul* não foram registrados em nenhum fragmento estudado. Em contrapartida, levantamentos oportunísticos indicaram a presença do macaco-de-cheiro *Saimiri* sp., primata exclusivamente amazônico, na Reserva Biológica de Saltinho em Pernambuco. Relatos de moradores do entorno sugerem que a espécie já se prolifera em áreas externas à reserva, até próximo à praia de Tamandaré.

DISCUSSÃO

Estudos sobre o efeito da fragmentação das florestas tropicais têm demonstrado que há uma tendência da riqueza e abundância de mamíferos declinar com o aumento do grau de impacto humano sobre a área, assim como com a diminuição do tamanho do fragmento (Chiarello, 1997; Fernandes, 2003; Glanz, 1990), apesar de algumas espécies, como *Callithrix jacchus* (este estudo) e *Alouatta* spp. (Bicca-Marques, 1994, 2003), serem capazes de se adaptar razoavelmente bem a estas condições.

Neste estudo, a ausência de *A. belzebul* e *C. apella* em todos os fragmentos estudados deve ser o produto de diversos fatores diretamente relacionados ao impacto antrópico nos fragmentos, tais como o corte seletivo, as queimadas, a abertura de trilhas por humanos e animais domésticos (por exemplo, caprinos e bovinos), as fiações de alta tensão cruzando os fragmentos, as clareiras abertas para plantações e, principalmente, a caça. Contudo, existem relatos de populações relictuais em alguns fragmentos da região que não foram visitados.

Tal resultado também poderia decorrer do fato de que espécies que não conseguem fazer uso da matriz circundante como parte de sua área de uso ou simplesmente para se deslocar entre os fragmentos, se extinguem regionalmente à medida que as populações isoladas remanescentes desaparecem devido ao reduzido tamanho populacional, o qual as torna inviáveis a longo prazo (Nunney & Campbell, 1993), ou neste caso, devido à caça excessiva (Mendes Pontes, dados não publicados), combinado com a falta de proteção até mesmo das áreas formalmente protegidas (Uchoa-Neto, 2002).

As altas taxas de avistamento de sagüis, especialmente nos fragmentos menores confirmam a associação desta espécie generalista de pequeno porte a fragmentos mais impactados, pois nestes fragmentos são favorecidos pela ausência de predadores e competidores (Chiarello, 1997; Fernandes, 2003), pela baixa ou nula pressão de caça sobre estes especificamente (apesar de serem capturados para o comércio ilegal de animais de estimação) (Mendes Pontes & Soares, 2005), e pelo fato de que são extremamente bem adaptados à exploração de exsudados vegetais como fonte alternativa de alimento durante a escassez de outros recursos (Mendes Pontes & Soares, 2005; Scanlon *et al*., 1991; Stevenson & Rylands, 1988).

Segundo Barboza (2004) e Ramalho (2004), *Saimiri* sp. foi introduzida há aproximadamente 10 anos quando a área era uma

Reserva Experimental. Recentemente, foram localizados dois grupos, cada um contendo cerca de 30 indivíduos (Ramalho, 2004), o que demanda esforços conjuntos do IBAMA local e dos pesquisadores visando determinar a melhor estratégia para impedir que afetem os processos ecológicos.

Desta forma, a re-conexão e restauração dos fragmentos, permitindo a manutenção e o fluxo gênico entre as populações, juntamente com a educação da população do entorno, especialmente crianças das escolas locais, sobre a importância de se preservar os remanescentes, é fundamental para se reverter o quadro de iminente destruição que se pode prever a curto prazo. Juntamente com as autoridades constituídas, também é necessário coibir a caça, o que acredita-se ser a principal causa da extinção em massa de mamíferos de médio e grande porte na região. Além disso, a reintrodução, no futuro, daquelas espécies julgadas ecologicamente extintas será fundamental para a restauração dos processos ecológicos.

Para que se possa então atingir estas metas, recomendamos que sejam tomadas as seguintes medidas:

(1) Re-conexão (a) em nível local dos fragmentos que formam os complexos Serra Grande e Frei Caneca, os quais possuem alta biodiversidade e hoje são extremamente bem conservados e protegidos por seus proprietários (Mendes Pontes *et al.*, no prelo), assim como (b) em nível regional, visto que em nível de paisagem se continuam, são relativamente próximos, e possuem uma matriz entre eles formada em grande parte por cana-de-açúcar. Apesar de não ter sido objeto deste estudo, sugere-se que a re-conexão dos fragmentos se dê também com a Estação Ecológica de Murici, visto que é o maior remanescente de mata daquela região, apesar de constantes clareiras e de sofrer grande impacto humano. Infelizmente, devido ao avançado estado de destruição dos remanescentes florestais no Centro de Endemismo Pernambuco não existe um fragmento (ou população) fonte (ou *source*) de onde os fragmentos sumidouros (ou *sink*) pudessem ser recolonizados. Desta forma, consideramos cada fragmento como um 'vetor de reflorestamento' e fonte significativa de propágulos, de onde se reiniciaria o reflorestamento (Mendes Pontes *et al*., no prelo);

(2) Restauração destes "arquipélagos florestais" através da ampliação da área dos fragmentos por reflorestamento do entorno, assim como aumento da diversidade de árvores, especialmente com relação aquelas de dispersão zoocórica, para aumentar a oferta de alimento

à comunidade de vertebrados e, conseqüentemente, ampliar a capacidade de suporte de área, a qual é inversamente relacionada ao grau de impacto humano (Santos, 2006).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o financiamento desta pesquisa ao CNPq – PROBIO – MCT, à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, The British Ecological Society – UK e à Fundação Botânica Margaret Mee. O apoio do Laboratório de Ecologia da Universidade Federal de Pernambuco, através do Prof. Marcelo Tabarelli e do doutorando André Santos foi de grande importância.

BIBLIOGRAFIA

Altmann, J. (1974) Observational study of behaviour: sampling methods. *Behaviour* 49:227-267.

Barboza, M.S.L. (2004) Estudo preliminar dos padrões comportamentais e ecológicos apresentados nos sítios de pernoite por *Saimiri* spp. (Primates: Cebidae) introduzidos em Floresta Atlântica. Monografia de graduação, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Bicca-Marques, J.C. (1994) Padrão de utilização de uma ilha de mata por *Alouatta caraya* (Primate, Cebidae). *Revista Brasileira de Biologia* 54:161-171.

Bicca-Marques, J.C. (2003) How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, ed.). Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp. 283-303.

Brockelman, W.Y. & Ali, R. (1987) Methods of surveying and sampling forest primate populations. 2. In: *Primate Conservation in the Tropical Rainforest* (C.W. Marsh & R.A. Mittermeier, eds.). John Wiley and Sons, New York, pp. 23-62.

Brown, K.S.Jr. & Brown, G.G. (1992) Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In: *Tropical Deforestation and Species Extinction* (T.C. Whitmore & J.A. Sayer, eds.). Chapman & Hall, London, pp. 119-142.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Laake, J.L. (1993) *Distance Sampling. Estimating Abundance of Biological Populations.* Chapman and Hall, London.

Chiarello, A.G. (1997) Mammalian community and vegetation structure of Atlantic forest fragments in South-eastern Brazil. PhD thesis, Cambridge University, Cambridge.

Chiarello, A.G. (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82.

Eisenberg, J.F. (1980) The density and biomass of tropical mammals. In: *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective.* (M. Soulé & B.B. Wilcox, eds.). Sinauer Associates, Massachussetts, pp. 35-55.

Eisenberg, J.F., O'connell, M.A. & August, P.V. (1979) Density, productivity and distribution of mammal in two Venezuelan habitats. In: *Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics* (J.F. Eisenberg, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 187-207.

Eisenberg, J.F. & Redford, K. (1979) A biogeographical analysis of the mammalian fauna of Venezuela. In: *Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics* (J.F. Eisenberg, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 31-36.

Emmons, L.H. (1984) Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16:210-222.

ESRI (1998) Arcview GIS 3.1. ESRI, United States.

Fernandes, A.C.A. (2003) Censo de mamíferos em alguns fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Gaspar, D.A. (2005) Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de Floresta Atlântica semi-decídua do município de Campinas, S.P. Tese de doutorado, Universidade de Campinas, Campinas.

Glanz, W.E. (1982) The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado island: censuses and long-term changes. In: *The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-Term Changes* (E.G. Leigh Jr., A.S. Rand. & D.M. Windsor, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 455-468.

Glanz, W.E. (1990) Neotropical mammal densities: how unusual is the community in Barro Colorado island, Panamá? In: *Four*

Neotropical Rainforests (A.H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, pp. 287-313.

Johns, A.D. (1985) Primates and forest exploitation at Tefé, Brazilian Amazonia. *Primate Conservation* 6:27-29.

Mendes Pontes, A.R. (1994) Enviromental determinants of primate abundance in Maracá island, Roraima, Brazilian Amazonia. MPhil thesis, University of Cambridge, Cambridge.

Mendes Pontes, A.R. (1999) Environmental determinants of primate abundance in Maracá island, Roraima, Brazilian Amazonia. *Journal of Zoology (London)* 247:189-199.

Mendes Pontes, A.R. (2000) Ecology of a mammal community in a seasonally-dry forest in Roraima, Brazilian Amazonia. PhD Thesis, University of Cambridge, Cambridge.

Mendes Pontes, A.R. (2004) Ecology of a mammal community in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazonia. *Mammalian Biology* 69(3):1-18.

Mendes Pontes, A.R., Asfora, P.H., Normande, I.C. & Brazil, C.M. (No prelo) Mamíferos. In: *Áreas Prioritárias para a Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do rio São Francisco* (J.A. Cortez & M. Tabarelli, eds.). MMA, Brasília.

Mendes Pontes, A.R. & Soares, M.L. (2005) Sleeping sites of common marmosets in defaunated urban forest fragments: an strategy to maximize food intake. *Journal of Zoology (London)*.266:55-63.

Messias, M.R., Oliveira, A., Nascimento, M.C., Amorim, T.M., Ferronato, M.L. & Bonavigo, P.H. (2005) Comunidade singular de primatas do alto rio Madeira: novas formas do gênero *Saguinus* e expansão da distribuição geográfica de *Cebuella pygmaea* (mico-leãozinho) e *Callimico goeldii* (macaco-de-Goeldi). In: *Programa e Livro de Resumos do XI Congresso Brasileiro de Primatologia* (J.C. Bicca-Marques, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Porto Alegre, p. 131.

Monteiro da Cruz, M.A.O., Cabral, M.C.C., Silva, L.A.M. & Campelo, M.L.C. (2002) Diversidade da mastofauna no Estado de Pernambuco. In: *Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco* (J.M.C. Silva & M. Tabarelli, eds.). Editora Massangana, Recife, pp. 557-579.

Monteiro da Cruz, M.A.O. & Campello, M.L.C.B. (1998) Mastofauna: primeira lista e um estudo sobre o *Callithrix jacchus* Erxleben, 1777 (Callithrichidae: Primate) na Reserva Ecológica de Dois Irmãos. In: *Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos de Um*

Remanescente de Mata Atlântica em Área Urbana (Recife, PE, Brasil) (I.C. Machado, A.V. Lopes & K.C. Porto, eds.). Editora Universitária da UFPE, Recife, pp. 253-259.

NRC (National Research Council) (1981) *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*. National Academic Press, Washington, DC.

Nunney, L. & Campbell, A.K. (1993) Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. *Trends in Ecology and Evolution* 8:234-239.

Peres, C.A. (1993) Structural and spatial organizations of an Amazonian terra firma forest primate community. *Journal of Tropical Ecology* 9:259-276.

Prance, G.T. (1982) Forest refuges: evidences from woody angiosperms. In: *Biological Diversification in the Tropics*. (G.T. Prance, ed.). Columbia University Press, New York, pp. 137-158.

Prance, G.T. (1987) Biogeography of neotropical plants. In: *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*. (T.C. Whitmore & G.T. Prance, eds.). Claredon Press, Oxford, pp. 175-196.

Ramalho, C.B. (2004) Estudo preliminar sobre a dieta de *Saimiri* spp. introduzidos em remanescente de Floresta Atlântica do Nordeste brasileiro. Monografia de graduação, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Ranta, P., Blom, T., Niemela, J., Joensuu, E. & Siitonen, M. (1998) The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservertion* 7: 385-403.

Rosas-Ribeiro, P.F. (2004) Mastofauna de médio e grande porte da Reserva Biológica de Saltinho, Pernambuco. Monografia de graduação, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Rylands, A.B., Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (1993) Systematics, geographic distribution, and some notes on the conservation of the Callithrichidae. In: *Marmosets and Tamarins. Systematics, Behaviour and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 11-77.

Santos, G.G.A. (2006) Biomassa de frutos e síndromes de dispersão em fragmentos de Floresta Atlântica nordestina: oferta de recurso e conservação. Monografia de graduação, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Scanlon, C.E., Monteiro da Cruz, M.A.O. & Rylands, A.B. (1991) Exploração de exsudatos vegetais pelo sagüi-comum, *Callithrix jacchus*. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 3* (A.B. Rylands & A.T. Bernardes, eds.). Fundação Biodiversitas e Sociedade Brasileira de Primatologia, Belo Horizonte, pp. 197-205.

Silva, J.M.C. & Tabarelli, M. (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404:72-74.

Souza, M.A.N. (1999) A fauna de mamíferos do Parque Ecológico Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, PE. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

Stevenson, M.F. & Rylands, A.B. (1988) The marmoset, genus *Callithrix*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, pp. 197-205.

Uchoa-Neto, C.A.M. (2002) Integridade, grau de implementação e viabilidade das unidades de conservação de proteção integral na Floresta Atlântica de Pernambuco. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 207-223

Translocação de duas fêmeas de bugio-preto (*Alouatta caraya* Humboldt, 1812) do lago da Hidrelétrica de Queimado, Minas Gerais, Brasil

Rodrigo Cambará Printes[1]
& Marcelo de Campos Cordeiro Malta[2]

[1] Universidade Federal de Minas Gerais
[2] Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte

RESUMO

A translocação dos bugios-pretos (*Alouatta caraya* Humboldt, 1812) capturados durante o resgate de fauna devido ao enchimento do lago do "Aproveitamento Hidrelétrico Queimado" (Estado de Minas Gerais) foi determinada pelo IBAMA. Foram resgatadas duas fêmeas de grupos diferentes, uma jovem em julho e outra adulta em setembro de 2003. O objetivo deste trabalho é descrever esta experiência. Os animais foram mantidos num centro de triagem de fauna, alimentados com folhas e frutos do Cerrado e acompanhados por dois veterinários e um biólogo. Rádio-colares foram colocados nos animais cativos para avaliar a adaptação. O rádio-colar da fêmea jovem foi retirado para evitar problemas durante o seu crescimento. A seleção do sítio de liberação levou em consideração a disponibilidade de alimento e água, a

* Endereço para correspondência: Rodrigo Cambará Printes, Rua Fabrício Pillar, 650 apto. 1, Mont'Serrat, Porto Alegre, RS 90450-040, Brasil, Fone: +55-51-32621348, Email: cambara7@gmail.com

continuidade do dossel, a presença de outros grupos de bugios-pretos e o contexto paisagístico da área. As fêmeas foram soltas em uma mata ciliar a 8 km do sítio de captura em dezembro de 2003 e monitoradas durante oito meses. Elas formaram uma díade em cativeiro, mas se separaram após a soltura. A fêmea jovem foi aceita por um grupo três meses após a liberação. A fêmea adulta, por outro lado, vagou solitária durante seis meses, tendo apresentado um padrão excessivo de deslocamento. Seu padrão de uso do espaço foi avaliado utilizando GPS. Há evidências de que ela foi aceita por um grupo após este período. A avaliação do orçamento de atividades dos animais foi inviabilizada devido a não habituação dos grupos da área de soltura e a indisponibilidade de rádio-transmissor para animais em crescimento. A fêmea jovem pode ter sido rapidamente aceita em função de sua classe etário-sexual. A fêmea adulta pode ter tido dificuldades de aceitação devido à sua idade e a proporção de fêmeas residentes nos grupos da área. O envolvimento da população local no monitoramento dos animais foi crucial para o sucesso desta pesquisa.

Palavras-chave: Resgate de fauna, rádio-telemetria, uso do espaço, acompanhamento pós-soltura

ABSTRACT

The translocation of black-and-gold howler monkeys (*Alouatta caraya* Humboldt, 1812) captured during the flooding of the Queimado hydroelectric dam in the State of Minas Gerais, Brazil, reported here was supervised by the Brazilian Environmental Protection Agency (IBAMA). Two females belonging to different social groups were rescued (a juvenile in July and an adult in September 2003). Both animals were kept in captivity, fed leaves and fruits from Cerrado species, and monitored by two veterinarians and a biologist before release back into the field. Each was fitted with a radio-collar to evaluate their adaptation to the equipment. The radio-collar of the juvenile female was later removed to avoid problems during her growth. The choice of the release site took into account food and water availability, canopy connectivity, presence of conspecific groups and the landscape. The females were released in a gallery forest 8 km distant from the trapping site in December 2003 and monitored during the following eight months. They formed a dyad in captivity but split

apart after release. The juvenile was accepted in a group three months later, whereas the adult wandered alone over long day ranges during six months. The adult female ranging was assessed with the aid of a GPS device. There is evidence that she was later accepted by a resident group. It was not possible to analyze the females' activity budget because the resident groups were not habituated and the growing juvenile female was not fitted with a radio-collar. The relatively prompt acceptance of the latter into a group may be related to her age-sex class. Similarly, the age of the rescued adult female and the socionomic sex ratio of the resident groups may have hampered her acceptance. The involvement of local people during the monitoring phase of this research was essential for its success.

Key words: Fauna rescue, radio-telemetry, use of space, post-release monitoring

INTRODUÇÃO

O bugio-preto (*Alouatta caraya* Humboldt, 1812) é uma espécie essencialmente continental de primata folívoro-frugívoro com ocorrência no Cerrado, nas matas ao longo dos rios Paraná-Parnaíba, nos bosques decíduos da região da Caatinga, nas florestas semidecíduas do pantanal, no Chaco úmido e nos "capões" do Rio Grande do Sul e noroeste do Uruguai (Hirsch *et al*., 2002).

Em relação ao seu estado de conservação, a espécie é enquadrada internacionalmente na categoria "Baixo Risco" (Rylands *et al*., 1996/ 1997). Em nível nacional, *A. caraya* não consta na Lista Oficial das Espécies de Mamíferos Ameaçados de Extinção do Brasil elaborada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) em 2003. Entretanto, considerando a região onde foi realizado o presente estudo, *A. caraya* está na Lista das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais na categoria de "Presumivelmente Ameaçada" (Lins *et al*., 1997; Machado *et al.*, 1998).

Em 2003, por ocasião da formação do lago do "Aproveitamento Hidrelétrico Queimado" em Minas Gerais, a translocação dos indivíduos de bugio-preto que fossem capturados durante o resgate de fauna foi determinada pelo IBAMA. Horwich (2002) relata apenas com base em

resultados publicados que pelo menos 10 espécies de primatas haviam participado de programas de translocação até 2002. As mais bem documentadas experiências neste sentido envolvendo espécies do gênero *Alouatta* são os trabalhos com *A. seniculus* na Guiana Francesa (Vié & Richard-Hansen, 1997), *A. pigra* no Suriname (Horwich, 2002) e *A. paliatta* no México (Rodríguez-Luna & Córtes-Ortíz, 1994).

Translocação é definida como a captura e transferência de animais selvagens de uma parte de sua área natural para outra com o mínimo de tempo gasto em cativeiro (Konstant & Mittermeier, 1982), ou ainda como o movimento de indivíduos selvagens ou populações de uma parte de sua área de ocorrência para outra (IUCN, 1987). Os interessados em realizar translocações de animais devem zelar pelo seu bem-estar após a liberação (UFAW, 1992). A translocação é considerada uma forma extrema e arriscada de manejo, utilizada quando uma população se encontra em situação de risco ou condenada (Cruz *et al*., 2000).

Alouatta caraya é um primata com estrutura social hierárquica na qual há um ou dois machos adultos dominantes (Neville *et al*., 1988). A conservação desta estrutura é um dos maiores desafios para a realização de translocações de espécies do gênero *Alouatta* (Horwich, 2002; Porfírio, 2005). Segundo Horwich (2002), 32 dos 62 indivíduos de *A. seniculus* translocados em Belize fundaram uma nova organização social dois anos após a soltura, tendo sido formados quatro novos grupos. De um total de 14 grupos liberados, três sofreram fissão social imediata e três deixaram a área de estudo com o desaparecimento de seus componentes (Horwich, 2002). Com *Alouatta belzebul belzebul* na Reserva Guaribas, Paraíba, a fissão social também ocorreu no momento da soltura e uma nova estrutura foi estabelecida dentro de um ano (Porfírio, 2005). Segundo Horwich (2002), a captura e liberação de pequenos grupos sociais completos podem limitar o risco de fissão social devido à alta estabilidade e forte coesão social. Entretanto, os grupos de *A. caraya* são geralmente compostos por 7 a 9 indivíduos e um grupo com 17 indivíduos já foi citado na literatura (Bicca-Marques, 1992).

Desconhecemos experiências anteriores com translocação de *A. caraya*. No entanto, uma reintrodução de bugios-pretos nascidos em cativeiro e criados em liberdade no sudoeste da França foi realizada no Parque Nacional de Brasília (Santini,1986). Um estudo sobre a dieta dos indivíduos reintroduzidos apontou para a dificuldade de adaptação ao sítio de liberação, a qual foi atribuída à composição florística da mata (mata jovem com baixa diversidade) e à pouca disponibilidade de frutos.

Porém, o principal fator responsável pelas modificações na dieta dos animais foi a falta de familiaridade com o hábitat (Santini, 1986). Depois deste trabalho pioneiro, somente em 2000 as pesquisas sobre o manejo de *Alouatta* foram retomadas no Brasil através da tese de doutorado de Simone Porfírio (Porfírio, 2005).

O objetivo do presente trabalho é narrar a experiência de translocação de duas fêmeas de *A. caraya* nas matas ciliares da bacia do rio Preto em Unaí, Estado de Minas Gerais, Brasil. Apesar desta translocação ter envolvido o manejo de apenas dois indivíduos, acredita-se que devido ao monitoramento de oito meses é possível fazer reflexões acerca desta experiência, visando subsidiar futuros trabalhos envolvendo o manejo do bugio-preto.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Aproveitamento Hidrelétrico de Queimado ("AHE Queimado") é uma pequena usina hidrelétrica localizada na microbacia do rio Preto, bacia do Rio Paracatu, na divisa entre o Estado de Minas Gerais e o Distrito Federal. A sede principal da usina (16°11'34.1"S, 47°16'28.1"O) está a 51 km do município de Unaí (MG) e a 65 km de Brasília (DF). A AHE Queimado tem um lago de 40 ha com potência para gerar 105 MW, o que atende à demanda de 300.000 residências. Além de pequeno, o impacto ambiental do empreendimento pode ser considerado localizado, devido às características peculiares ao relevo da microbacia do rio Preto. Mesmo assim, cerca de 5000 animais passaram pelo Centro de Triagem de Fauna. A grande maioria foi liberada em 23 áreas previamente selecionadas por uma equipe de especialistas com anuência do IBAMA. Indivíduos de algumas espécies, principalmente aves e pequenos mamíferos (<1000 g), foram monitorados através de marcação e recaptura. Três espécies de primatas são registradas na região: o mico-estrela (*Callithrix penicillata*), o bugio-preto ou guariba (*Alouatta caraya*) e o macaco-prego (*Cebus libidinosus*). Esta última não foi capturada durante o resgate. Três grupos de mico-estrela foram capturados, sendo apenas um monitorado por rádio-telemetria após a soltura. Duas fêmeas de bugios-pretos foram capturadas e liberadas com

monitoramento. Outros animais, especialmente anfíbios e répteis, foram liberados sem monitoramento.

Captura dos animais e manutenção em cativeiro

Durante o enchimento do reservatório do AHE Queimado em 2003 foram resgatados dois indivíduos de bugio-preto: uma fêmea jovem em julho e uma fêmea adulta em setembro. As fêmeas foram levadas para um Centro de Triagem de Fauna instalado no canteiro de obras do empreendimento, onde foram mantidas inicialmente em recintos vizinhos. Após observações realizadas pelos técnicos e tratadores, elas passaram a dividir o mesmo recinto. A fêmea mais jovem permaneceu em cativeiro por quatro meses e a adulta por três.

Os animais foram acompanhados por uma equipe composta por dois veterinários e um biólogo, além de um tratador com conhecimento sobre a fauna e a flora da região, durante todo o período em cativeiro.

Ambas as fêmeas foram submetidas aos seguintes exames veterinários: (a) parasitológico e (b) hemograma para avaliar o estado nutricional. Estes exames foram realizados imediatamente após a captura e uma semana antes da liberação dos animais.

Dieta

As fêmeas foram alimentadas com frutos, folhas, flores e resinas de espécies de angiospermas nativas do Cerrado, tais como pau-d'óleo (*Copaifera langsdorffi*), ingá (*Inga* sp.), embaúba (*Cecropia* sp.), figueira (*Ficus* sp.), angico (*Anadenantera* sp.), hibiscus (*Hybiscus* sp.), entre outras. A dieta de espécies nativas foi complementada com couve, alface, repolho e folhas de amoreira. Os animais foram alimentados três vezes ao dia, em períodos equivalentes àqueles observados no orçamento de atividades da espécie, ou seja, início da manhã, final da manhã e final da tarde (Kowalewski & Zunino, 1999; Santini, 1986).

Marcação e colocação do rádio-transmissor

No dia 5/outubro/2003 as fêmeas foram marcadas com pulseiras de miçangas coloridas. A pulseira foi retirada da fêmea mais jovem após alguns dias devido ao seu crescimento corporal. Uma nova marcação foi feita em ambas as fêmeas, utilizando tintura de nianzol misturada à água oxigenada 10%. Tal marcação consistia numa mancha escura no lado

esquerdo do corpo. Em 19/novembro/2003 um colar equipado com um rádio-transmissor pesando 53 g, com 50 batidas por minuto, freqüência 150.085 Mhz e duração prevista para 413 dias (Wildlife Materials, Inc.®) foi colocado no pescoço da fêmea adulta. Para a colocação do rádio-colar, o indivíduo foi sedado com hidrocloreto de quetamina 10% (Vié *et al*., 1998) e ficou em observação durante 10 dias. Em 29/novembro/2003 o imã foi retirado do transmissor, o qual passou a emitir os sinais de rádio. A fêmea jovem não recebeu rádio-colar para evitar que fosse estrangulada pela coleira ao crescer.

Seleção do sítio de liberação

A seleção do sítio de liberação dos animais obedeceu às condicionantes determinadas pelo IBAMA e levou em consideração: (a) a disponibilidade de recurso alimentar e água (avaliados qualitativamente), (b) a continuidade do dossel, (c) a presença de outros grupos de *A. caraya* (a densidade não foi estimada), (d) o contexto paisagístico da área (tamanho do fragmento e existência de corredores) e (e) a viabilidade de monitoramento dos animais após a soltura. O tamanho do fragmento selecionado para a soltura e a sua situação em termos de paisagem levaram em conta ainda que as áreas de uso de *Alouatta* spp. variam de 4 a 182 ha (Chiarello, 1993; Palacios & Rodriguez, 2001) e que *A. caraya* tem sido registrado em fragmentos de 2 a 12 ha (Bicca-Marques, 1992, 2003; Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1995).

Foram avaliadas doze áreas, sendo onze delas indicadas no "Mapa de Uso do Solo e Cobertura Vegetal das Áreas Selecionadas para Transferência da Fauna do AHE Queimado" enviado pelo consórcio YKS-Linker ao IBAMA/DF em junho de 2003. A área selecionada para a soltura corresponde a mata ciliar do Córrego das Lages, a qual apresenta elementos florísticos peculiares da floresta estacional semidecidual. Possui uma área de cerca de 100 km^2, comunicando-se em larga faixa com outras matas ciliares da micro-bacia do rio Preto. O local de soltura está situado a 5,6 km em linha reta da sede principal da AHE Queimado e a 8 km do local de captura dos animais. A vegetação protege uma nascente, tendo sido por isso conservada pelos moradores há pelo menos três gerações. A presença de *A. caraya* foi relatada pela comunidade local e confirmada antes da soltura através da observação de fezes e após a soltura das fêmeas manejadas por visualização de grupos residentes. O fragmento selecionado possui 4 ha e conecta-se a outro com 6 ha, os quais localizam-se numa matriz de campo/cerrado

que viabiliza a dispersão de animais para outros fragmentos da micro-bacia.

Liberação

No dia 1º/dezembro/2003 os animais foram transferidos do recinto em que se encontravam no Centro de Triagem de Fauna para uma gaiola de transporte. Depois foram transportados numa caminhonete até o local de soltura. Todos os procedimentos desde a captura foram filmados e fotografados. A gaiola foi carregada por cerca de 500 m ao longo de uma trilha previamente aberta na mata que conduzia até o local de liberação. Dois pesquisadores montaram acampamento na área de soltura e lá permaneceram junto com os animais. Devido a uma forte chuva que iniciou no dia da soltura e se prolongou durante todo o dia seguinte, a estratégia de soltura branda (*soft release*) ficou comprometida. A intenção era deixar os animais cativos por uma semana na área de soltura antes de sua liberação para que se habituassem à mesma, o que poderia diminuir o risco de separação dos indivíduos (Horwich, 2002). Entretanto, este período de aclimatação foi abreviado para dois dias para evitar que as fêmeas contraíssem pneumonia.

A gaiola foi aberta na manhã do dia 3/dezembro/2003. As duas fêmeas foram para o fundo do recinto, onde permaneceram por alguns instantes. A fêmea jovem saiu primeiro, subiu na gaiola, saltou para uma árvore próxima e depois passou a se alimentar num cocho onde haviam sido colocados frutos nativos. Logo após, a fêmea adulta saiu, passou pelo cocho onde a jovem ainda se alimentava, seguiu em frente e subiu numa árvore do estrato emergente. Lá ficou por alguns minutos observando o dossel. Depois, saiu em rápido deslocamento em uma direção. A fêmea jovem, quase ao mesmo tempo, saiu na direção oposta. Cada pesquisador passou a seguir uma das fêmeas.

Procurou-se fazer uma perseguição discreta para evitar que os animais fugissem dos observadores. A fêmea adulta olhava freqüentemente para o observador enquanto emitia uma vocalização contínua e intermitente semelhante a um piado. Em seguida passou a esfregar o dorso nas árvores. Depois de vagar pela mata durante 10 minutos, ela deu meia volta e seguiu na mesma direção da fêmea jovem, cruzando a trilha principal. Neste momento, encontrou o macho alfa de um grupo residente. O encontro foi extremamente breve. É possível supor que o macho adulto tenha vindo verificar a origem daquela

vocalização, mas ele não vocalizou e aparentemente não interagiu com a fêmea adulta estranha, desaparecendo rapidamente no dossel. Ao perceber que a presença humana poderia interferir nos próximos eventos, os observadores interromperam a perseguição. Mais tarde, ainda neste dia, os pesquisadores verificaram através da rádio-telemetria que a fêmea adulta permanecia no fragmento onde havia sido liberada até anoitecer.

Monitoramento

O monitoramento é uma fase essencial do trabalho de conservação e manejo de vida silvestre (IUCN, 1987), uma vez que permite a retificação dos procedimentos dentro da perspectiva de que o manejo é adaptativo. Neste sentido, foram realizadas cinco campanhas de monitoramento com duração entre quatro e oito dias.

Durante o monitoramento, a fêmea com rádio-transmissor foi localizada através do equipamento de telemetria e suas posições registradas com um GPS. A fêmea jovem, sem rádio-transmissor, podia ser reconhecida através da marcação com nianzol. Ela foi procurada na área de uso do grupo residente no sítio de liberação no início da manhã e final da tarde.

RESULTADOS

Na noite seguinte ao primeiro dia no Centro de Triagem, a fêmea adulta teve um aborto. Durante o período de 10 dias de observação em cativeiro, não foram registradas reações adversas ao equipamento de telemetria colocado na fêmea adulta, tais como dermatite de contato ou problemas para se alimentar. O animal também não foi visto tentando retirar o rádio-colar. A reunião das fêmeas em um único recinto foi bem-sucedido. Um dia antes da soltura, a fêmea jovem catava a adulta com freqüência.

O monitoramento das fêmeas iniciou um dia após sua liberação (4/dezembro/2003). Elas foram procuradas por cerca de duas horas. A fêmea com rádio-transmissor foi localizada perto de um córrego, onde permaneceu durante todo o dia. Às 16h30min, a fêmea jovem foi encontrada próximo à trilha principal da área de soltura. Na manhã do dia seguinte, a fêmea adulta foi localizada nas imediações do mesmo

córrego. Seu deslocamento de um dia para o outro foi de cerca de 500 m.

A segunda campanha de monitoramento ocorreu entre os dias 12 e 17/janeiro/2004. A fêmea adulta se deslocou durante todo o dia em todos os dias desta campanha, tendo percorrido, em média, 1 km/dia (=seis quilômetros ao longo dos seis dias de campanha). Além de vagar diariamente, ela permaneceu isolada dos grupos residentes. Nesta campanha não foram obtidas informações sobre a fêmea jovem.

A terceira campanha de monitoramento foi realizada entre 18 e 24/fevereiro/2004. A fêmea jovem foi reencontrada vivendo com o bando residente na área de soltura no primeiro dia. Ela foi vista acompanhada pelo macho alfa, por uma fêmea adulta com filhote e uma outra fêmea jovem. Este encontro confirmou que a fêmea jovem imigrou com sucesso em um grupo residente menos de 3 meses após a sua soltura. A fêmea adulta, por sua vez, foi localizada vagando solitária pelas matas ciliares do Córrego das Lages durante os outros dias da terceira campanha.

A quarta campanha de monitoramento foi realizada entre 29/maio e 2/junho/2004. A fêmea adulta foi vista percorrendo, ainda solitária, as matas do Córrego das Lages no dia 30/maio. Apesar do encontro, não foi possível acompanhar o animal, pois a presença dos pesquisadores provocava sua fuga imediata. No dia seguinte, ela esteve a menos de 1 km de um grupo residente, com o qual trocou vocalizações. Não foi possível determinar se ela tentou entrar no grupo e não foi aceita. Ainda em 31/maio, a fêmea jovem foi vista novamente acompanhando o grupo residente na área de soltura, o qual continuava com a composição observada durante a terceira campanha.

A última campanha de monitoramento ocorreu entre 28 e 31/agosto/2004. Não foi possível localizar a fêmea jovem e o grupo residente durante este período. Contudo, o grupo vizinho, que tinha sido ouvido durante a campanha anterior trocando vocalizações com a fêmea adulta, foi acompanhado durante um dia inteiro. Ele era composto por um macho adulto, uma fêmea adulta com filhote dependente e um filhote macho independente. A fêmea adulta manejada não estava com eles e não foi obtida nenhuma nova posição através da telemetria, pois a bateria do rádio-transmissor parou de funcionar. Entretanto, um morador das margens do Córrego das Lages afirmou ter visto um grupo se alimentando na beira do córrego, entre os quais haveria uma fêmea com um colar.

DISCUSSÃO

O aborto observado no início do período em cativeiro pode ter sido causado pelo estresse provocado pela captura, conforme registrado em *Alouatta seniculus* na Guiana Francesa por Vié *et al.* (1998).

A reação da fêmea adulta ao equipamento de rádio-telemetria sugere que ela se adaptou bem ao aparelho. Entretanto, a bateria do rádio-transmissor terminou mais de um mês antes do previsto. O sistema de telemetria deve ser espécie-específico, não podendo o peso do rádio-colar exceder 5% do peso do animal (Gursky, 1998). Quanto maior o tempo de duração da bateria, maior o seu peso; então, o peso total do rádio-transmissor deve ser o resultado de uma equação que leve em conta o máximo de tempo de duração do monitoramento com o mínimo de peso para o animal carregar. O sistema instalado na fêmea adulta foi o primeiro testado para *A. caraya*, tendo seu planejamento levado em conta tais restrições.

A convivência das duas fêmeas em cativeiro foi saudável em termos de manutenção de vínculos sociais típicos da espécie, apesar delas serem provenientes de diferentes grupos sociais. Entretanto, este vínculo foi quebrado no momento da soltura. Embora seja temerário falar em fissão social para fêmeas agrupadas em cativeiro e também afirmar algo com uma amostra tão pequena, a presente experiência indica que díades e outros vínculos sociais formados em cativeiro podem ser desfeitos durante a liberação.

Não foram observadas alterações na coloração clara da pelagem que caracteriza as fêmeas, o que pode ser um indicativo de alimentação adequada. O hemograma dos animais indicou um estado nutricional adequado à época da soltura. Entretanto, a fêmea mais jovem, que permaneceu cativa durante quatro meses, apresentou sinais de obesidade, provavelmente associados à falta de atividade física e/ou excesso de alimento.

Após a soltura, a fêmea adulta seguiu um ritmo de deslocamento atípico quando comparado ao de indivíduos não manejados de várias espécies do gênero *Alouatta* (Bicca-Marques, 2003; Cunha, 1994; Kowalewski & Zunino, 1999; NRC, 1981; Queiroz, 1995). Embora não tenha sido possível acompanhá-la continuamente para obter seu orçamento de tempo, a julgar pelas posições obtidas com o GPS a partir dos sinais emitidos pelo transmissor, sua movimentação foi considerada excessiva. Tal fenômeno já foi verificado para outras espécies de *Alouatta* translocadas *(A. belzebul*: S. Porfírio, dados não publicados; *A.*

paliatta: Rodríguez-Luna & Córtes-Ortíz, 1994). Este comportamento pode estar relacionado ao fato dos animais recém-liberados não conhecerem o terreno, o que os levaria a explorá-lo antes de estabelecerem uma área de uso (Santini, 1986), bem como à sua possível expulsão das áreas de uso de grupos sociais residentes. Entretanto, o processo de definição de área de uso em primatas translocados é algo pouco conhecido (IUCN, 1987; Konstant & Mittermeier, 1982; Pádua *et al.*, 2001; UFAW, 1992). Além disso, a maioria das experiências até hoje realizadas com translocações envolve espécies das subfamílias Callitrichinae (família Cebidae, gêneros *Callithrix* e *Leontopithecus*) e Callicebinae (família Pitheciidae, gênero *Callicebus*), havendo poucas experiências com a família Atelidae (subfamília Atelinae, gêneros *Ateles*, *Brachyteles* e *Lagothrix*; subfamília Alouattinae, gênero *Alouatta*) (sistemática segundo Schneider & Rosenberger, 1996). As diferenças entre estas famílias em termos zoológicos e ecológicos devem acarretar relevantes disparidades no que se refere ao manejo, principalmente quanto à conformação e definição do tamanho das áreas de uso e à fissão social, freqüente em *Alouatta* spp., mas rara nas espécies de *Callithrix*, *Leontopithecus* e *Callicebus* (Pádua *et al.*, 2001; Rodríguez-Luna & Córtes-Ortíz, 1994; Rothe, 1999; Porfírio, 2005).

Seria interessante que mais informações sobre o processo de aceitação social da fêmea jovem estivessem disponíveis, especialmente no que se refere ao orçamento de tempo e composição da dieta. Foi verificado em muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus)* que através da quantificação dos itens alimentares utilizados por fêmeas imigrantes recém-chegadas é possível avaliar se está havendo competição entre elas e as fêmeas adultas residentes; a competição se dá pelo acesso a itens preferenciais, tais como flores e frutos (Printes & Strier, 1999). Entretanto, o acompanhamento da fêmea jovem de bugio-preto foi inviabilizado pelo fato de o grupo no qual ela foi aceita não estar habituado à presença de pesquisadores. Este é um problema difícil de resolver, pois os animais manejados podem ser aceitos em qualquer grupo e não há como habituar todos os grupos residentes na região de soltura. Outra dificuldade observada durante a presente experiência de translocação foi a ausência de tecnologia para a colocação de rádio-transmissor em animais em crescimento.

CONSEQÜÊNCIAS PARA A CONSERVAÇÃO

A fêmea adulta permanecia solitária seis meses após a sua liberação. Seu isolamento social não surpreende. Devido à sua classe etária, é possível sugerir que sua integração em um grupo pode ter sido dificultada pelas fêmeas adultas residentes, conforme observado em várias espécies de primatas, incluindo *Alouatta* spp. (Crockett, 1984; Glander, 1992; Moore, 1984, 1992; Printes & Strier, 1999). A fêmea jovem, entretanto, foi rapidamente aceita por um grupo residente. Sua integração social pode ter sido facilitada pela idade, pois em *A. caraya*, assim como em outras espécies do gênero, indivíduos jovens e subadultos de ambos os sexos dispersam de seus grupos natais (Glander, 1992; Jardim, 2005).

A experiência relatada neste trabalho permite sugerir, apesar do pequeno tamanho amostral, que para *A. caraya* pode ser mais adequado translocar indivíduos, especialmente jovens ou subadultos, do que grupos sociais inteiros, considerando a grande probabilidade de ocorrer fissão social (Horwich, 2002). O potencial de aceitação dos indivíduos manejados, entretanto, provavelmente depende do seu sexo, potencial reprodutivo e da composição etário-sexual dos grupos na área de soltura.

O envolvimento da comunidade local com o monitoramento dos animais foi considerado excelente, especialmente levando-se em conta que não houve um trabalho prévio de educação ambiental. Ficou evidente que mesmo utilizando um sistema de rádio-telemetria, o apoio da comunidade local para localizar os animais foi fundamental. Os moradores conhecem os acessos, sabem onde estão os pontos de conexão entre as matas e têm maior probabilidade de ver os animais do que os pesquisadores, pois permanecem por um longo período na área de estudo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES, ao consórcio YKS-Linker e à CEMIG pela viabilização financeira do projeto. Às equipes de resgate e monitoramento de fauna da AHE Queimado pelo apoio em campo. Ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre (UFMG), pela base teórica. Às seguintes pessoas por suas distintas formas de contribuição: André Hirsch, Anthony B. Rylands,

Carla Marina Graça Morais, Elsa Ribeiro, José Roberto ("Capitão"), Júlio César Bicca-Marques, Leonardo Mendonça Lobato, Lúcia Polinelli Barros, Luzimara Brandt, Luisa Xavier Lokschin, Maria Beatriz Ferreira, Miguel Cansado, Regino Gomes, Rodrigo Alvarenga e Simone Porfírio. Os procedimentos desta pesquisa seguiram as normas da legislação brasileira (Licença IBAMA nº116/2003 – CGFAU/LIC).

BIBLIOGRAFIA

Bicca-Marques, J.C. (1992) Drinking behaviour in the black howler monkey (*Alouatta caraya*). *Folia Primatologica* 58:107-111.

Bicca-Marques, J.C. (2003) How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, ed.). Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp. 283-303.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1995) Locomotion of black howlers in a habitat with discontinuous canopy. *Folia Primatologica* 64:55-61.

Chiarello, A.G. (1993) Home range of the brown howler monkey *Alouatta fusca* in a forest fragment of southeastern Brazil. *Folia Primatologica* 60:173-175.

Cruz, A.C.M.S., Borda, J.T., Patino, E.M., Gómez, L. & Zunino, G.E. (2000) Habitat fragmentation and parasitism in howler monkeys (*Alouatta caraya*). *Neotropical Primates* 8:146-148.

Crockett, C.M. (1984) Emigration by female red howler monkeys and cases for female competition. In: *Female Primates: Studies by Women Primatologists* (M. Small, ed.). Alan R. Liss, New York, pp. 159-173.

Cunha, A. (1994) Aspectos sócio-ecológicos de um grupo de bugios (*Alouatta fusca clamitans*) do Parque Estadual de Itapuã. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Glander, K.E. (1992) Dispersal patterns in Costa Rica mantled howling monkeys. *International Journal of Primatology* 13:415-436.

Gursky, S. (1998) Effects of radio transmitter weight on small nocturnal primate. *American Journal of Primatology* 46:145-155.

Hirsch, A., Dias, L.G., Martins, L.O., Campos, R., Landau, E.C. & Resende, N.A.T. (2002) BDGEOPRIM - Database of geo-referenced localities of Neotropical primates. *Neotropical Primates*

10:79-84. Disponível em <http://www.icb.ufmg.br/~primatas/home_bdgeoprim.htm>.

Horwich, R.H. (2002) Translocation of black howler monkeys in Belize. *Re-introdution News* 21:10-12.

IUCN (1987) *Translocation of Living Organisms - The IUCN Position Statement on Translocation of Living Organisms* - 22nd Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland.

Jardim, M.M.A. (2005) Ecologia populacional do bugio-ruivo nos municípios de Porto Alegre e Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Konstant, W.R. & Mittermeier, R.A. (1982) Introduction, reintroduction and translocations of Neotropical primates: past experiences and future possibilities. *International Zoo Yearbook* 22:69-77.

Kowalewski, M.M. & Zunino, G.E. (1999) Impact of the deforestation on a population of *Alouatta caraya* in northern Argentina. *Folia Primatologica* 70:167-169.

Lins, L.V., Machado, A.B.M., Costa, C.M.R. & Hermann, G. (1997) Roteiro metodológico para elaboração de listas de espécies ameaçadas de extinção, contendo a lista oficial da fauna ameaçada de extinção de Minas Gerais. *Publicações Avulsas da Fundação Biodiversitas* 1:1-50.

Machado, A.B.M., Fonseca, G.A.B., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S. & Lins, L.V. (1998) *Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Moore, J. (1984) Female transfer in primates. *International Journal of Primatology* 5:537-585.

Moore, J. (1992) Dispersal, nepotism, and primate social behavior. *International Journal of Primatology* 13:361-378.

Neville, M.K., Glander, K.E., Braza, F. & Rylands, A.B. (1988) The howling monkeys, genus *Alouatta*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, pp. 349-453.

NRC (National Research Council) (1981) *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*. National Academy Press, Washington, D.C.

Pádua, C.V., Pádua, S., Martins, C.S. & Cullen Jr., L. (2001) Reestabelecendo os micos-leões-pretos (*Leontopithecus chrysopygus*). In: *Biologia da Conservação* (R.B. Primack & E.

Rodrigues, eds.). Gráfica e Editora Mediograf, Londrina, pp. 160-161.

Palacios, E. & Rodriguez, A. (2001) Ranging pattern and use of the space in a group of red howler monkey (*Alouatta seniculus*) in a southeastern Colombian rainforest. *American Journal of Primatology* 55:233-251.

Porfírio, S. (2005) Ecologia e conservação de *Alouatta belzebul belzebul* (Primates: Atelidae), na Paraíba, Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Printes, R.C. & Strier, K.B. (1999) Behavioral correlates of dispersal in female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *International Journal of Primatology* 20:941-959.

Queiroz, H.L. (1995) *Preguiças e Guaribas: Os Mamíferos Folívoros Arborícolas do Mamirauá*. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Sociedade Civil Mamirauá, Rio de Janeiro.

Rodríguez-Luna, E. & Córtes-Ortíz, L. (1994) Translocación y seguimiento de un grupo de monos - *Alouatta palliata* - liberado en una isla (1988-1994). *Neotropical Primates* 2(2):1-4.

Rothe, H. (1999) Adaptation to natural food resources by semi-free common marmosets (*Callithrix jacchus*): preliminary results. *Neotropical Primates* 7:54-57.

Rylands, A.B., Rodriguez-Luna, E. & Cortés-Ortiz, L. (1996/97) Neotropical primate conservation – The species and the IUCN/SSC Primate Specialist Group Network. *Primate Conservation* 17:46-69.

Santini, M.E.L. (1986) Modificações temporais na dieta de *Alouatta caraya* (Primates, Cebidae) reintroduzido no Parque Nacional de Brasília. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 2* (M.T. Mello, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 270-292.

Schneider, H. & Rosenberger, A.L. (1996) Molecules, morphology, and platyrrhine systematics. In: *The Adaptive Radiations of Neotropical Primates* (M.A. Norconk, A.L. Rosenberger & P.A. Garber, eds.). Plenum Press, New York, pp. 3-19.

UFAW - Universites Federation for Animal Welfare (1992) *Welfare Guidelines for the Re-introductions of Captive Bred Mammals to the Wild*. International Academy of Animal Welfare Sciences, Hertfordshire.

Vié, J.C. & Richard-Hansen, C. (1997) Primate translocation in French Guiana – a preliminary report. *Neotropical Primates* 5:1-3.

Vié, J.C., de Thoisy, B., Fournier, P., Fournier-Chambrillon, C., Genty, C. & Keravec, J. (1998) Anaesthesia of wild red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) with metomidine/ketamine and reversal by atipamezole. *American Journal of Primatology* 45:399-410.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 225-237

Parásitos gastrointestinales en mono aullador (*Alouatta palliata)* en la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México

María del Socorro Aguilar Cucurachi,
Domingo Canales Espinosa & Margarito Páez Rodríguez

Universidad Veracruzana

RESUMEN

Los reportes sobre parásitos gastrointestinales en monos del Nuevo Mundo que viven en hábitat fragmentado colocan al parasitismo entre las principales causas de muerte. Este estudio se realizó con grupos de mono aullador *Alouatta palliata mexicana* en cuatro fragmentos de selva ubicados en La Sierra de Santa Marta, Región de Los Tuxtlas, Veracruz. Se determinó la riqueza de especies de endoparásitos y se evaluó la variación de las cargas parasitarias entre sexo y fragmento. Se analizaron un total de 80 excretas, determinando tres especies de endoparásitos, *Trypanoxyuris minutus* (Oxyuridae), *Controrchis biliophilus* (Dicrocoeliidae) y *Strongyloides* sp. (Strongyloididae). Las cargas parasitarias difirieron entre fragmentos, pero no se encontraron diferencias significativas entre machos y hembras. Los resultados sugieren que las cargas parasitarias y la riqueza de especies están determinadas por condiciones particulares del hábitat.

* Endereço para correspondência: María del Socorro Aguilar Cucurachi, Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana, Apartado Postal 566, C.P. 91000 Xalapa, Veracruz, México, Fone: +00-52-228-8418919, Fax: 8418920, Email: scucurachi@hotmail.com

Palabras-clave: Cargas parasitarias, fragmentación, *Trypanoxyuris minutus*, *Controrchis biliophilus*, *Strongyloides* sp.

ABSTRACT

Reports on gastrointestinal parasites of New World monkeys living in fragmented habitats place parasitism as a major cause of death. In this study the endoparasite species richness and the influence of sex and fragment size on the variation in individual parasite load was evaluated in groups of the mantled howler monkey, *Alouatta palliata mexicana,* inhabiting four forest fragments in La Sierra de Santa Marta, Los Tuxtlas region, Veracruz, Mexico. A total of 80 fecal simples were analyzed. Three endoparasite species were found: *Trypanoxyuris minutus* (Oxyuridae), *Controrchis biliophilus* (Dicrocoeliidae) and *Strongyloides* sp. (Strongyloididae). Parasite load differed among fragments, but not between males and females. Parasite load and species richness appear to be driven by particular habitat conditions.

Key words: Parasite load, fragmentation, *Trypanoxyuris minutus*, *Controrchis biliophilus*, *Strongyloides* sp.

INTRODUCCIÓN

Alouatta palliata es una especie catalogada en peligro de extinción por la NOM-SEMARNAT-059 (2001), y bajo riesgo de acuerdo a los criterios de la Unión Internacional para la Conservación (IUCN, 2000). La razón principal del estado actual del mono aullador de manto se refiere a la progresiva fragmentación y desaparición del hábitat (Estrada & Coates-Estrada, 1995; Estrada *et al.*, 2002; Rodríguez-Luna *et al.*, 1987; Rodríguez-Toledo *et al.*, 2003). Algunas estimaciones indican la pérdida del 95% de las selvas, siendo el Estado de Veracruz uno de los más afectados, además de Tabasco, Chiapas y San Luís Potosí (Dirzo & Miranda, 1991).

El proceso de fragmentación ha dejado remanentes de vegetación original que son utilizados como única oportunidad de sobrevivencia por estos animales a pesar de los pocos recursos y el tamaño reducido del área (Canales-Espinosa, 1992; Estrada & Coates-Estrada, 1993;

Rodríguez-Luna *et al.*, 1987; Rodríguez-Toledo *et al.*, 2003). Como consecuencia del proceso de fragmentación, se derivan una serie de factores que afectan a las poblaciones silvestres indirectamente, como las infestaciones parasitarias (Rodríguez-Morales, 1995; Scott, 1988; Stoner, 1996; Stuart *et al*., 1998), problemas genéticos y enfermedades (Canales-Espinosa, 1992). De hecho, existen registros sobre ecto y endoparásitos que indican que el parasitismo gastrointestinal parece aumentar cuando los animales se encuentran en un hábitat fragmentado (Canales-Espinosa, 1992; Hahn *et al*., 2003; Santa-Cruz *et al.,* 2001; Scott, 1988; Stuart & Strier, 1995; Stuart *et al*., 1990).

Al vivir en grupos sociales cerrados, los monos aulladores son más vulnerables a la infestación parasitaria. En este sentido, cuando una población de monos aulladores aumenta y se concentra, la oportunidad para los parásitos y la transmisión de enfermedades en general aumenta (Stoner, 1996). Las infecciones parasitarias son identificadas como componentes críticos a considerar en la biología de la conservación (May, 1988; Scott, 1988). Los reportes sobre parásitos gastrointestinales en monos del Nuevo Mundo que viven en hábitat fragmentado, colocan al parasitismo entre las principales causas de muerte (Canales-Espinosa, 1992; Dudley & Milton, 1990; May, 1988). El problema del parasitismo en poblaciones silvestres de primates en México no ha sido ampliamente estudiado, por lo que se desconoce el efecto que pueda tener sobre poblaciones que residen en un ambiente fragmentado (Villanueva-Jiménez, 1988). Ante esta problemática, el estudio de la riqueza de especies de parásitos y las cargas parasitarias en monos aulladores en fragmentos de selva constituye una herramienta básica para evaluar el estado actual de poblaciones silvestres (Lilly *et al*., 2002). En este estudio se evaluó la riqueza de especies de parásitos gastrointestinales y las cargas parasitarias en cuatro fragmentos ubicados en la Sierra de Santa Marta.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La región de los Tuxtlas se localiza a 18°26'N y 94°56'W en el sureste del Estado de Veracruz con elevaciones por encima de los 1500 msnm (Estrada *et al*., 1999). La vegetación predominante es selva alta perennifolia, mostrando una temperatura media anual de 25°C. El

muestreo se realizó en cuatro fragmentos de selva, ubicados en el Municipio Tatahuicapan de Juárez (Tabla 1). Esta zona se encuentra situada entre el volcán de Santa Marta y el Volcán San Martín Pajapan en una de las zonas de amortiguamiento al sur de la reserva de la Biosfera "Los Tuxtlas" (García-Orduña, 1996; Rodríguez-Toledo, 2002).

Sujetos de estudio

La población de monos aulladores en la superficie del paisaje es alrededor de 76 individuos. La densidad ecológica y poblacional estimadas para la zona son de 0.34 ind/ha y 0.019 ind/ha, respectivamente (Rico-Hernández, 2004).

Colecta de muestras

Debido a la imposibilidad de analizar las muestras inmediatamente después de su recolección, éstas se mantuvieron en formol al 5% en recipientes de plástico hasta el momento de su análisis en el laboratorio. Las colectas se llevaron a cabo la última semana correspondiente a los

Tabla 1. Características de los fragmentos, número de monos y composición de los grupos.

Fragmento	Área (ha)	Altitud (m.s.n.m)	Número de monos	Composición
Mirador Pilapa	4	0 a 100	13	4 machos adultos 4 hembras adultas 5 juveniles
Magallanes	8	100 a 300	11	5 machos adultos 2 hembras adultas 4 juveniles
Guadalupe Victoria	7	500 a 900	4	2 machos adultos 2 hembras adultas
Venustiano Carranza	4	300 a 500	4	1 macho adulto 4 hembras adultas

meses de abril, mayo, junio, noviembre de 2002; enero y febrero de 2003. Para unificar el número de individuos a muestrear, considerando la estructura de los grupos en los diferentes fragmentos, se colectaron muestras de dos hembras y un macho por cada fragmento. Se etiquetaron los frascos con el sexo del individuo, fecha y fragmento para evitar confusiones a la hora de procesar las muestras. Una vez colectadas, las muestras se transportaron al Laboratorio de Helmintología de la Facultad de Biología, Universidad Veracruzana para ser procesadas.

Fase de laboratorio

Para obtener un diagnóstico cualitativo inicial, se utilizó la técnica de Frotis coproparasitoscópico directo (Biagi, 2004). Una vez teniendo la certeza de presencia de parásitos, se utilizó la técnica de análisis cualitativo por flotación, llamada técnica de Faust o Flotación con tiosulfato de zinc (Markell & Voge, 1984; Rodríguez-Morales, 1995; Shore & Ash, 1979).

Determinación de especies y cargas parasitarias

La determinación de especies se realizó con la ayuda de claves de identificación y libros de parasitología animal (Benbrook, 1965), humana (Biagi, 2004) e imágenes de parásitos en tesis (García-Serrano, 1995; Pastor Nieto, 1991; Villanueva-Jiménez, 1988).

El conteo de huevecillos para la determinación de cargas parasitarias se llevó a cabo a partir de cinco submuestras del sobrenadante obtenido por la técnica de Flotación (Markell & Voge, 1984; Rodríguez-Morales, 1995; Shore & Ash, 1979), colocadas en un portaobjetos. Se realizó un conteo minucioso en zig-zag por cada muestra, obteniendo el promedio de huevos encontrados en las cinco submuestras, y de este modo se estimaron las cargas parasitarias (Páez-Rodríguez, datos no publicados).

RESULTADOS

Se colectaron cuatro muestras por mes a lo largo de seis meses, obteniendo un total de 80 excretas. El 62.5% resultaron positivas, es decir con presencia de huevos ya sea de una o más especies.

Presencia y riqueza de especies de endoparásitos

Se determinaron tres especies de endoparásitos, *Trypanoxyuris minutus* (Oxyuridae) presente en un 45.8% de las muestras, *Controrchis biliophilus* (Dicrocoeliidae) en un 6.9% y *Strongyloides* sp. en un 30.5%.

Diferencias entre fragmentos

Se encontraron diferencias significativas entre cargas parasitarias en los fragmentos muestreados ($F=4.1$, $p=0.04$). Particularmente, *Strongyloides* sp. mostró altas cargas parasitarias ($F=52.0$, $p=0.01$) en los fragmentos Mirador Pilapa y Venustiano Carranza, a diferencia de *C. biliophilus* y *T. minutus*. Por otra parte Venustiano Carranza presentó mayores cargas parasitarias con respecto a los demás fragmentos.

Diferencias de cargas parasitarias entre sexos

No se encontraron diferencias significativas entre sexos con relación a las cargas parasitarias de las especies encontradas, considerando 48 muestras de hembras y 24 muestras de machos.

DISCUSIÓN

Riqueza de especies

Los resultados de este estudio mostraron homogeneidad en cuanto a riqueza de especies en los fragmentos muestreados. En total se determinaron tres especies de endoparásitos, las cuales concuerdan con lo reportado por Stuart *et al*. (1990) en "La Pacífica", Costa Rica, en un estudio con *A. p. palliata*, especie cercana filogenéticamente a *A. p. mexicana* (Cortés-Ortiz *et al*., 2003). Estudios previos reportan una riqueza de endoparásitos igual o menor a lo encontrado en este estudio (Canales-Espinosa, 1992; Magaldi-Lara *et al*., 2001; Pastor-Nieto, 1993; Villanueva-Jiménez, 1988). En cambio Rico-Hernández (2004) determina cuatro especies, de las cuales Eimeriidae presenta el primer registro para *A. palliata* en uno de cinco fragmentos muestreados.

El 62.5% de las muestras analizadas en este estudio resultó positiva, refiriéndonos a la presencia de uno o más huevos de las

especies determinadas. En la región de Los Tuxtlas con individuos en libertad se reporta un 52.0% (Magaldi-Lara *et al.*, 2001) y 60.4% (Rico-Hernández, 2004). Porcentajes que no difieren en gran medida con lo encontrado en este estudio.

Específicamente *T. minutus* presentó un porcentaje de 45.8%, cifra más elevada en comparación con las otras especies. Una razón podría ser que *T. minutus* es un parásito de ciclo de vida directo, la hembra ovoposita grandes cantidades de huevos, los que a su vez son muy resistentes a la desecación permitiendo que se mantengan viables largas temporadas (Rico-Hernández, 2004; Villanueva-Jiménez, 1988). Por otra parte, la conducta característica de la especie con índole social de frotar la región perineal en las ramas como medio de marcaje, sugiere una posible vía de contagio parasitario (Braza *et al*., 1981; Carrera-Sánchez, 1994; Villanueva-Jiménez, 1988).

Existen estudios en libertad que reportan la presencia de *C. biliophilus* en un 25.0% (Villanueva-Jiménez, 1988), 69.6% en machos adultos, 33.0% en hembras adultas y 40.0% en juveniles (Castillejos-Allard, 1993), 37.0% y 21.0% (Stuart *et al.*, 1990), 72.7% en animales cautivos (García-Serrano, 1995). En el presente estudio se obtuvo un porcentaje pequeño de 6.9%, cabe mencionar que *C. biliophilus* involucra dos huéspedes intermediarios en su ciclo vital (Jiménez-Quiroz & Brenes, 1957; Rico-Hernández, 2004; Stuart *et al.*, 1998; Villanueva-Jiménez, 1988). De acuerdo a Dobson & May (1986) los parásitos de ciclos indirectos están adaptados a utilizar bajas densidades de huéspedes debido al decremento de la tasa de mortalidad del parásito durante la transmisión de un huésped a otro (Villanueva-Jiménez, 1988). Por otro lado según Stuart, *C. biliophilus* produce pocos huevos al día (Rico-Hernández, 2004).

Este estudio muestra una frecuencia de 30.5% de *Strongyloides* sp., en la Sierra de Santa Marta se obtuvo un de 4.0% (Magaldi-Lara *et al.*, 2001), en animales cautivos se tiene un 72.7% (García-Serrano, 1995). Los porcentajes de frecuencia obtenidos en este estudio difieren con los reportes de animales en libertad y cautivos, de hecho son pocos los registros de *Strongyloides* sp. para la especie.

De manera general, a diferencia de otras especies silvestres en las que los porcentajes de infestación de parásitos varían de 75.5% a 90.0% (Rico-Hernández, 2004), *A. p. mexicana* presenta una frecuencia de infestación relativamente baja. Esta situación puede deberse al comportamiento arbóreo de la especie, lo cual permite que se rompa el círculo de contagio. De hecho existen estudios referentes a la conducta

del género *Alouatta* de defecar en claros de bosque y seleccionar los sitios de forrajeo, alimentación y defecación como estrategia evasiva de contagio de parásitos (Gilbert, 1997; Henry & Winkler, 2001).

Variación de cargas parasitarias entre sexos

Este estudio no arrojó diferencias significativas entre sexos con respecto a las especies de endoparásitos encontradas, lo cual concuerda con estudios previos en *Alouatta* spp. (Stoner, 1996; Stuart *et al*., 1990, 1998). Sin embargo existen estudios que muestran una intensidad parasitaria mayor por *C. biliophilus* en hembras que en machos (Rico-Hernández, 2004), de igual manera otros reportes muestran diferencias de parasitismo dependientes del sexo del hospedero (Moore & Wilson, 2002; Poulin *et al.*, 1995).

Diferencias entre fragmentos

El hecho de haber encontrado diferencias entre fragmentos sugiere que existen características diferenciales en términos físicos, y que estas a su vez pueden estar en función tanto de la sensibilidad diferencial de cada individuo, como de las características particulares del grupo que habite el fragmento. De acuerdo a lo reportado por Stoner (1996), cuando una población de monos se incrementa, la oportunidad para los parásitos y la transmisión de enfermedades aumenta. Particularmente, en Mirador Pilapa hay 13 individuos. El área tiene una extensión aproximada de 4 hectáreas, siendo el más pequeño y se caracteriza por ser un área inundable. *Strongyloides* sp. mostró una ligera correlación entre precipitación y cargas parasitarias, lo cual puede deberse a que las características particulares del fragmento favorecen la presencia de este parásito. Es necesario realizar estudios sistemáticos que incluyan las características generales de los fragmentos para poder hacer inferencias con parámetros suficientes que nos permitan evaluar la posible influencia de dichas características con la presencia de parásitos en *A. palliata*.

CONCLUSIONES

Las diferencias de cargas parasitarias en los fragmentos pueden estar en función del estado de conservación del fragmento, por lo cual

es necesario realizar estudios longitudinales y sistemáticos que consideren las características particulares del sitio de estudio para obtener resultados precisos. No se encontraron diferencias entre sexos.

Es fundamental considerar al parasitismo como un componente esencial en la biología de la conservación y de este modo contar con las bases necesarias para estructurar e implementar medidas conservacionistas adecuadas para la situación en particular. Es necesario realizar estudios específicos sobre el efecto de las características particulares del hábitat sobre la riqueza y cargas parasitarias de monos aulladores y de esta manera poder identificar aquellas características que determinan la presencia de parásitos en esta especie.

AGRADECIMENTOS

Agradezco ampliamente al M. en C. Domingo Canales Espinosa por su apoyo para la realización de este trabajo, a Rubén Mateo por su apoyo en campo y al M. en C. Margarito Páez Rodríguez por sus enseñanzas y paciencia en laboratorio.

BIBLIOGRAFIA

Benbrook, S. (1965) *Parasitología Clínica Veterinaria*. Compañía Editorial Continental, México, D.F..

Biagi, F. (2004) *Enfermedades Parasitarias Manual Moderno*. 3ª ed.. México.

Braza, F., Alvarez, F. & Azcarate, T. (1981) Behavior of the red howler monkey (*Alouatta seniculus*) in the Llanos of Venezuela. *Primates* 22:459-473.

Canales-Espinosa, D. (1992) Programa piloto de translocación del mono aullador *Alouatta palliata*. Tesis de licenciatura, Universidad Veracruzana, Xalapa.

Carrera-Sánchez, E. (1994) Descripción del comportamiento de un grupo de mono aullador. *Revista La Ciencia y el Hombre* 18:127-141.

Castillejos-Allard, A.M. (1993) Identificación de parásitos gastrointestinales en monos aulladores (*Alouatta palliata*), en la

Reserva "El Zapotal" Chiapas, México. Tesis professional M.V.Z. Universidad Veracru-zana, Xalapa.

Cortés-Ortíz, L., Bermigham, E., Rico, C., Rodríguez-Luna, E., Sampaio, I. & Ruiz-García, M. (2003) Molecular systematics and biogeography of the Neotropical monkey genus *Alouatta*. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 26:64-81.

Dirzo, R. & Miranda, A. (1991) El limite boreal de la selva tropical húmeda en el continente americano. "Contracción de la vegetación y solución de una controversia" *Interciencia* 16:240-247.

Dobson A.P & Hudson P.J. (1986) Parasites, disease and the structure of animal communities. *Trends in Ecology and Evolution* 1:11–15.

Dudley, R. & Milton, K. (1990) Parasite deterrence and the energetic cost of slapping in howler monkeys *Alouatta palliata*. *Journal of Mammalogy* 7:463-465.

Estrada, A & Coates-Estrada, R. (1993) Aspectos de impacto ecológico de mono aullador *Alouatta palliata* sobre su hábitat. In: *Estudios Primatológicos de México, Vol. 1* (A. Estrada, R. Rodríguez-Luna, R. López-Wilchis & R. Coates-Estrada, eds). Universidad Veracruzana, Xalapa, pp. 87-97.

Estrada, A. & Coates-Estrada, R. (1995) La contracción y fragmentación de las selvas y las poblaciones de primates silvestres. "El caso de Los Tuxtlas, Veracruz". In: *Estudios Primatológicos de México, Vol. 2* (E. Rodríguez-Luna, L. Cortés-Ortiz.& J. Martínez Contreras, eds.). Universidad Veracruzana, Xalapa, pp. 26-27.

Estrada, A., Juan Solano, S., Ortiz Martínez, T. & Coates-Estrada, R. (1999) Feeding and general activity patterns of a howler monkey (*Alouatta palliata*) troop living in a forest fragment at Los Tuxtlas, México. *American Journal of Primatology* 48:167-183.

Estrada, A., Rivera, A & Coates-Estrada, R. (2002) Predation of artificial nests in a fragmented landscape in the tropical region of Los Tuxtlas, México. *Biological Conservation* 106:199-209.

García-Orduña, F. (1996) Distribución y abundancia del mono aullador (*Alouatta palliata*) y el mono araña (*Ateles geoffroyi*) en fragmentos de selva del municipio de San Pedro Soteapan, Veracruz. Tesis profesional, Universidad Veracruzana, Xalapa.

García-Serrano, G. (1995) Identificación de nemátodos en monos aulladores (*Alouatta palliata*) cautivos en el Estado de Veracruz. Trabajo final escrito de la práctica profesional supervisada, FMVZ, Universidad Nacional Autonoma de México, México D.F..

Gilbert, K.A. (1997) Red howling monkey use of specific defecation sites as a parasite avoidance strategy. *Animal Behaviour* 64:451-455.

Henry, R. & Winkler, K. (2001) Foraging, feeding and defecation site selection as a parasite avoidance strategy of *Alouatta palliata* in a dry tropical forest. *American Journal of Physical Anthropology* (Supplement. 32):4-7.

Hahn, E.N., Proulx, D., Murunthi, P.M., Alberts, S. & Altmann, J. (2003) Gastrointestinal parasites in free-ranging Kenyan baboons (*Papio cynocephalus* and *P. anubis*). *International Journal of Primatology* 24:271-279.

IUCN (2000) Red List of Threatened Species. Disponible en < http://www.iucn.org/themes/ssc/redlist.htm>.

Jiménez-Quiroz, D & Brennes, R. (1957) Helmintos de la Republica de Costa Rica. Sobre la validez de *Controrchis caballeroi*. *Revista de Biología Tropical* 6:189-190.

Lilly, A., Mehlman, P.T. & Doran, D. (2002) Intestinal parasites in gorillas, chimpanzees and humans and Mondita Research Site, Dzanga-Ndoki National Park, Central African Republic. *International Journal of Primatology* 23:555-573.

Markell, E. & Voge, K.M. (1984) *Parasitología, Diagnóstico, Prevención y Tratamiento*. Manual Moderno, México D.F..

Magaldi-Lara, P., Romero-Callejas, E., García-Orduña, F. & Canales-Espinosa, D. (2001) Presencia de los géneros *Trypanoxyuris* y *Strogyloides* (helmintos parásitos) en poblaciones silvestres de *Alouatta palliata mexicana* y *Ateles geoffroyi vellerosus*, en la Sierra de Santa Marta, Los Tuxtlas, Veracruz: resultados preliminares. 1º Congreso Mexicano de Primatología, p. 41.

May, R.M. (1988) Conservation on disease. *Conservation Biology* 2: 28-30.

More, S. & Wilson, K. (2002) Parasites as a viability cost of sexual selection in natural populations of mammals. *Science* 297:2015-2017

Norma Oficial Mexicana Nom-059-Semarnat-2001 (2001) Protección Ambiental-especies nativas de México de Flora y Fauna Silvestres, categorias de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Pastor-Nieto, R. (1991) Identificación de helmintos del mono aullador (*Alouatta palliata*). Tesis de licenciatura, Universidad Veracruzana, Xalapa.

Pastor-Nieto, R. (1993) Preliminary note on identification of gastro-intestinal helminth parasites of a wild troop of howler monkeys (*Alouatta palliata*) in southern Mexico. Diplomado en Medicina y Manejo de Fauna Silvestre, México D.F..

Poulin, J.M., Granados, J.E. & Ruiz-Martínez, I. (1995) Sexual inequalities in helminth infections: a cost of being a male? *The American Naturalist* 147:287-295.

Rico-Hernández, G. (2004) Riqueza e intensidad de endoparásitos de monos aulladores (*Alouatta palliatta*) presentes en fragmentos de bosque en la Sierra de Santa Marta. Tesis de maestria, Universidad Veracruzana, Xalapa.

Rodríguez-Luna, E., García-Orduña, F. & Canales-Espinosa, D. (1987) Primate conservation in México. *Primate Conservation* 8:114-118.

Rodríguez-Morales, G. (1995) Análisis coproparasitoscópicos en las tropas de macacos (*Macaca arctoides*) de las Islas Totogochillo y Tenaxpillo del Lago de Catemaco, Ver., México. Tesis MVZ. México, D.F..

Rodríguez-Toledo, M. (2002) Propuesta sobre la conexión de fragmentos como alternativa para la conservación del mono aullador (*Alouatta palliata*) en un paisaje alterado en "Los Tuxtlas, Ver". Instituto de Ecología A.C., Xalapa.

Rodríguez-Toledo, E.M., Mandujano, S. & García Orduña, F. (2003) Relationship between forest fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in southern Veracruz, México. In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, ed.). Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp. 79-96.

Santa-Cruz, A.C., Toribio-Borda, J., Patiño, M., Gómez, E. & Zunino, G.E. (2001) Habitat fragmentation and parasitism in howler monkeys (*Alouatta palliata*). *Neotropical Primates* 8:146-148.

Scott, M.E. (1988) The impact of infection and disease on animal population: implications for conservation biology. *Conservation Biology* 2:40-56.

Shore, L. & Ash, L. (1979) *Diagnostic Parasitology. Clinical Laboratory Manual*. 2ª ed.. Mosby, London.

Stoner, K. (1996) Prevalence and intensity of intestinal parasites in mantled howling monkeys (*Alouatta palliata*) in northeastern Costa

Rica: implications for conservation biology. *Conservation Biology* 10:539-546.

Stuart, M.D. & Strier, K.B. (1995) Primates and parasites: a case for a multidisciplinary approach. *International Journal of Primatology* 16:577-593.

Stuart, M.D., Greenspan, L.L., Glander, K.E. & Clarke, M.R. (1990) A coprological survey of parasites of wild mantled howling monkeys (*Alouatta palliata palliata*). *Journal of Wildlife Diseases* 26:547-549.

Stuart, M.D., Pendergast, V., Rumfelt, S., Pielberg, S., Greenspan, L., Glander, K.G. & Clarke, M.R. (1998) Parasites of wild howlers (*Alouatta* sp). *International Journal of Primatology* 19:93-511.

Villanueva-Jiménez, E.A. (1988) Identificación de helmintos del tracto digestivo del mono aullador (*Alouatta palliata*) en poblaciones silvestres. Tesis profesional M.V.Z., Universidad Veracruzana, Xalapa.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 239-249

Levantamento de parasitos intestinais de bugios-ruivos, *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 (Primates, Atelidae), mantidos em cativeiro no Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial, Santa Catarina

Juliane Araújo Greinert[1], Júlio César de Souza Junior[2], Rudibert Baade[2], Gabriela Rode[1], Ademar Heinig Junior[1], Edgar Cardoso[3], Hercílio Higino da Silva Filho[1] & Zelinda Maria Braga Hirano[1,2]

[1] Universidade Regional de Blumenau
[2] Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial
[3] Clínica Veterinária Vira-Lata Ltda.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a presença de enteroparasitos em bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) alojados no Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial, Estado de Santa Catarina. No período de abril a agosto de 2004 foram coletadas quinzenalmente fezes de 16 animais. As fezes foram armazenadas em frascos contendo solução conservadora SAF e analisadas através do método de Ritchie. Sessenta e quatro amostras foram analisadas até junho de 2004, quando

* Endereço para correspondência: Juliane Araújo Greinert, Universidade Regional de Blumenau, Departamento de Ciências Naturais, Rua Antonio da Veiga 140, Victor Konder, Blumenau, SC 89010-971, Brasil, Fone: +55-47-33210272, Fax: 3321-0232, Email: juliane@furb.br

os animais parasitados foram tratados com Fenbendazol na dose 50mg/kg, uma vez ao dia durante três dias consecutivos. Após o tratamento, as fezes foram novamente coletadas quinzenalmente. Antes do tratamento, 54 amostras (84%) estavam positivas para alguma espécie de protozoário. Após o tratamento, 48 (60%) das 80 amostras analisadas estavam positivas. Assim, o tratamento com Fenbendazol reduziu significativamente a presença de parasitos nas amostras fecais dos bugios (χ^2=10,103, g.l.=1, p<0,01). Uma fêmea adulta provinda de vida livre apresentou infecção por *Trypanoxyuris* sp.. A elevada ocorrência de protozoários parasitos intestinais aponta para a necessidade de identificar as fontes de infecção para a adoção de medidas profiláticas eficazes.

Palavras-chave: *Trypanoxyuris*, *Giardia*, *Isospora*, amebas, Fenbendazol

ABSTRACT

This study focused on an evaluation of the presence of enteroparasites in captive brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) at the Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial (CEPESBI), State of Santa Catarina, Brazil. Fecal samples from 16 individuals were collected twice a month from April to August 2004, stored in bottles containing a SAF conserving solution and analyzed by the Ritchie method. Sixty-four samples were analyzed until June 2004, when the infected monkeys were treated with 50mg/kg of Fenbendazol once a day for a three-day period. After the treatment, feces were again collected every 15 days. Fifty-four samples (84%) were positive for at least one protozoan species before the treatment. After treatment, 48 (60%) of the 80 analyzed samples were positive. Therefore, Fenbendazol significantly reduced the presence of parasites in certain individual howler monkey fecal samples (χ^2=10.103, d.f.=1, p<0.01). A formerly free-ranging adult female was infected with *Trypanoxyuris* sp.. The high prevalence of intestinal protozoan parasites highlights the need to identify the sources of infection in order to develop effective preventive measures**.**

Key words: *Trypanoxyuris*, *Giardia*, *Isospora*, amoebas, Fenbendazol

INTRODUÇÃO

A espécie *Alouatta guariba* habita a floresta tropical atlântica da Bahia até o Rio Grande do Sul, matas semidecíduas do interior dos Estados de Minas Gerais, São Paulo e Paraná, e mata de araucária dos estados da região Sul do Brasil (Gregorin, 2006).

Pope (1967) e Stuart *et al*. (1998) relataram a grande diversidade de parasitos dos quais as diferentes espécies de bugios podem ser hospedeiros. A maioria dos protozoários flagelados intestinais (*Chilomastix, Retortamonas*, *Giardia* e *Trichomonas*) são comensais ou parasitos de humanos, sendo que muitos relatos em primatas provavelmente refletem a ocorrência de contato com humanos do que propriamente a fauna parasitária dos bugios (Stuart *et al.,* 1998). Infecções naturais e experimentais por estes protistas já foram descritas em *Alouatta* spp. (Ruch, 1959).

Segundo Szirmai (1999), parasitos como *Entamoeba* sp., *Giardia* sp. e *Ballantidium* sp. são freqüentemente encontrados em *A. g. clamitans*. Kopper Müller *et al*. (2000) e Mattos *et al*. (2002) relataram o parasitismo por *Entamoeba* sp. e *Giardia* sp. em guaribas de vida livre no município de Indaial, SC. Os mesmos também já foram encontrados em animais cativos no mesmo município (Kopper Müller *et al*., 1999, Mattos *et al*., 2001).

Dentre esta variedade de parasitos de *Alouatta* sp., muitas espécies são da família Oxyuridae (Inglis & Cosgrove, 1979). Pope (1968) e Santa Cruz *et al.* (2000), ambos na Argentina, descreveram prevalência de 22% (n=88) e 7% (n=29) para *Trypanoxyuris minutus* e *Trypanoxyuris* sp., respectivamente. Embora a presença deste parasito não esteja vinculada a patogenicidade (Prieto *et al.*, 2002), Amato *et al.* (2002) relataram a morte de um macho subadulto de *A. g. clamitans* em Guaíba, RS, possivelmente por infecção maciça pelo helminto, ressaltando a importância da pesquisa de infecções parasitárias nestes animais.

Cestóides como *Railletina* sp.*, Moniesia* sp.*, Bertiella* sp. e *Manthevotaenia* sp. já foram encontrados em espécies de *Alouatta* (Dunn, 1963). Santa Cruz *et al*. (1995) detectaram 29% (n=74) dos bugios-pretos (*A. caraya*) pesquisados positivos para *Bertiella mucronata*. A crescente potencialidade zoonótica deste parasito foi discutida por Denegri & Perez-Serrano (1997).

A caracterização da microbiota de *A. g. clamitans* é de grande importância devido ao elevado número de surtos diarréicos que ocorrem

na criação desses primatas em cativeiro, cuja escassez de estudos parasitológicos, seja em ambiente natural ou em cativeiro, compromete a tomada de ações de manejo adequadas (Diniz, 1997).

Esta importância evidencia-se, também, devido à possibilidade de compartilhamento de agentes etiológicos entre o homem e os primatas não humanos em decorrência de nosso alto grau de parentesco (Bennet *et al.*, 1995).

O Fenbendazol (Panacur®), fármaco pertencente ao grupo dos benzimidazóis, é um anti-helmíntico de largo espectro, para uso oral, no combate aos vermes nematódeos e cestódeos dos bovinos, ovinos e caprinos, nematódeos dos eqüinos, filhotes de cães e gatos e giárdias dos cães (Fraser, 1997). A utilização deste fármaco em primatas neotropicais não foi encontrada na literatura.

O objetivo desse trabalho foi avaliar a presença de enteroparasitos em bugios-ruivos (*A. g. clamitans*) alojados no Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial (CEPESBI), SC.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram incluídos na pesquisa 16 indivíduos (três fêmeas adultas, cinco machos adultos, dois machos juvenis e seis machos adultos) mantidos em cativeiro no CEPESBI – Projeto Bugio. Os animais são mantidos em recintos com 3,0 m de largura x 5,0 m de comprimento x 2,6 m de altura, compreendendo uma área coberta e fechada com 3,0 m x 1,5 m x 2,6 m. Os recintos são enriquecidos com cordas, troncos, plataformas alimentares adaptadas aos troncos, folhagens e brinquedos, tais como bolas de borracha.

A limpeza e a desinfecção dos recintos são realizadas diariamente. Todas as pessoas envolvidas no manejo dos animais utilizam equipamento de proteção individual, tais como luva, máscara e jaleco.

Os animais recebem quatro refeições diárias, uma pela manhã (frutas da estação), ao meio dia (frutas e ração canina de manutenção) e outras duas à tarde (folhas de *Cecropia glazioui* e *Sechium edule* e frutas).

Fezes dos 16 animais foram coletadas quinzenalmente no período de abril a agosto de 2004, totalizando 144 unidades amostrais. Deste total, 64 unidades amostrais foram coletadas e analisadas até junho de 2004, quando os animais parasitados foram tratados com Fenbendazol na dose 50 mg/kg, uma vez ao dia durante três dias consecutivos. Após

o tratamento, fezes dos 16 animais foram novamente coletadas quinzenalmente, totalizando 80 unidades amostrais. Os resultados obtidos antes e após o tratamento com Fenbendazol foram comparados pelo teste qui-quadrado com nível de significância $p<0,01$.

A coleta das fezes foi realizada logo após a defecação. As fezes foram armazenadas em frascos contendo solução conservadora SAF (acetato de sódio-ácido acético-formaldeído) e analisadas através do método de Ritchie descrito em De Carli (2001). O exame parasitológico foi realizado no Laboratório de Parasitologia e Imunologia da Universidade Regional de Blumenau (FURB).

A identificação dos helmintos através do exame macroscópico das fezes foi realizada conforme Amato *et al*. (1991). Os espécimes foram medidos com auxílio de um micrômetro acoplado a ocular de um microscópio Olympus CX31.

Este projeto foi previamente aprovado pelo Comitê de Ética na Experimentação com animais da Universidade Regional de Blumenau sob o número 032/04.

RESULTADOS

Foram identificados espécimes pertencentes a espécies de seis gêneros de protozoários antes do tratamento com Fenbendazol, as quais apresentaram as seguintes prevalências: *Giardia* sp. 76,5%, *Iodameba* sp. 9,4%, *Endolimax* sp. 20,3%, *Entamoeba* sp. 14,0%, *Isospora* sp. 6,3% e *Eimeria* sp. 3,1%. Das 64 unidades amostrais analisadas, 45,4% apresentaram monoparasitismo (apenas um parasito), enquanto 39,0% apresentaram poliparasitismo (mais de um parasito) (Tabela 1). No exame macroscópico das fezes foram encontrados dois exemplares de helmintos, um com características de nematóide e outro com características de cestóide. Porém, não foram encontrados ovos ou larvas através do exame microscópico das fezes utilizando o método de Ritchie.

Quarenta e oito (60,3%) das 80 unidades amostrais analisadas após o tratamento com Fenbendazol estavam positivas. Neste levantamento foram identificados espécimes pertencentes a espécies de cinco gêneros de protozoários com as seguintes prevalências: *Giardia* sp. 52,7%, *Iodameba* sp. 10,1%, *Endolimax* sp. 8,9%, *Entamoeba* sp. 5,1% e *Isospora* sp. 3,8%. Foi observado monoparasitismo em 43,8% das unidades amostrais e poliparasitismo em 16,5% das mesmas (Tabela 1).

Tabela 1. Protozoários intestinais encontrados nas fezes de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) cativos no Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial antes e depois do tratamento com Fenbendazol.

Protozoários	Pré-tratamento		Pós-tratamento	
	N	%	N	%
Giardia sp.	25	39,1	30	37,5
Iodameba sp.	2	3,1	2	2,5
Entamoeba sp.	-	-	2	2,5
Endolimax sp.	-	1,6	1	1,3
Isospora sp.	1	1,6	-	-
Giardia sp. / *Entamoeba* sp.	7	10,9	1	1,3
Giardia sp. / *Endolimax* sp.	7	10,9	2	2,5
Giardia sp. / *Iodameba* sp.	1	1,6	3	3,8
Giardia sp. / *Isospora* sp.	3	4,7	3	3,8
Giardia sp. / *Eimeria* sp.	2	3,1	-	-
Endolimax sp. / *Iodameba* sp.	1	1,6	1	1,3
Giardia sp. / *Entamoeba* sp. / *Endolimax* sp.	2	3,1	1	1,3
Giardia sp. / *Iodameba* sp. / *Endolimax* sp.	1	3,1	2	2,5
Total	54	84,4	48	60,3

Assim, o tratamento com Fenbendazol reduziu significativamente a presença de parasitos nas fezes dos bugios, quando comparado aos exames realizados antes da utilização do medicamento (χ^2=10,103, g.l.=1, p<0,01).

Nenhum dos animais monitorados apresentou sintomas clínicos de parasitose, tais como diarréia, inapetência, apatia, vômito, flatulência.

Uma fêmea adulta provinda de vida livre do município de Laguna, SC, e encaminhada ao CEPESBI apresentava na região perianal e no exame macroscópico das fezes helmintos com características morfométricas de *Trypanoxyuris* sp. (Amato *et al*., 2002). No entanto, não apresentava alterações clínicas e o exame microscópico das fezes

através do método de Ritchie foi negativo para este parasito. O animal foi tratado com três doses de Fenbendazol 50 mg/kg com intervalos de 24 horas, não sendo posteriormente encontrados parasitos adultos no exame macroscópico das fezes e na região perianal.

DISCUSSÃO

Segundo Diniz (1997), a presença de parasitos intestinais pode estar ligada ao manejo alimentar, qualidade da água, contato com outros animais, silvestres e domésticos, e a manutenção em perímetro urbano. Amebíases e giardíases têm como fonte de infecção principal a água e alimentos contaminados (Pissinatti, 2001).

A elevada ocorrência de parasitos intestinais observada nesse trabalho aponta para a necessidade de identificarem-se as fontes de infecção e para a inclusão de medidas profiláticas, tais como a limpeza e desinfecção de recintos, a higienização de frutas e verduras, a everminação periódica e a quarentena de animais recém-chegados.

Embora os primatas neotropicais sejam considerados mais suscetíveis a amebíases quando comparados aos macacos do Velho Mundo (Diniz, 1997, Dunn, 1968), os bugios-ruivos estudados não apresentaram sintomatologia clínica, demonstrando-se como reservatório para os diferentes protozoários identificados.

Coccídeos, como *Isospora* sp e *Eimeria* sp., já foram encontrados parasitando animais do gênero *Alouatta* (Fiennes *et al.,* 1967; Stuart *et al.,* 1998). Porém, pouco conhecimento há sobre este parasitismo em *A. g. clamitans*.

Das sete espécies de protozoários parasitos identificados neste estudo, cinco podem infectar o homem (*Giardia* sp., *Entamoeba* sp., *Isospora* sp., *Endolimax* sp. e *Iodameba* sp.) (Rey, 2001). Desta forma, destaca-se a importância de investigação parasitológica das pessoas envolvidas no manejo e a possível participação dos mesmos no ciclo destes parasitos, assim como a necessidade da utilização de equipamentos de proteção individual na rotina do cativeiro.

Apesar do ciclo biológico do nematóide *Trypanoxyuris* sp. não ser bem conhecido, por analogia com espécies da mesma família pertencentes a animais domésticos, poderia se inferir que sua transmissão é direta por contato oro-fecal (Santa Cruz *et al.*, 2000) e que sua introdução a animais cativos pode ocorrer pelo contato com animais recém-chegados da natureza.

Os cestóides encontrados em primatas sul-americanos foram revisados por Baer (1927) e Dunn (1963). Dentre os mais relatados em *Alouatta* spp. está o gênero *Bertiella*, que possui como hospedeiro intermediário um ácaro oribátido, sendo as espécies causadoras de zoonoses (Pope, 1968; Santa Cruz *et al.*, 2000). Esta possibilidade complementa a necessidade de outras investigações para a identificação e controle do cestóide encontrado.

O tratamento realizado com Fenbendazol, mesmo apresentando um decréscimo significativo na freqüência de unidades amostrais positivas para parasitos, não foi eficaz no combate à giardíase dos bugios-ruivos cativos. A giardíase manteve uma alta prevalência pós-tratamento. Outras terapêuticas para o controle de enteroparasitos destes primatas podem ser encontradas na literatura (Diniz, 1997; Fowler, 1986; Szirmai, 1999; Wallach & Boever, 1983).

Animais submetidos a programas de manejo, como translocação e reintrodução, devem ser submetidos à avaliação sanitária para eliminar ou minimizar o risco potencial de transmissão de enfermidades (IUCN, 2002). O tipo de pesquisa descrito neste trabalho, portanto, deve estar presente em protocolos veterinários de avaliação da sanidade de bugios submetidos a programas de manejo de fauna silvestres, evitando assim a possível disseminação dos parasitos a outras populações.

BIBLIOGRAFIA

Amato, J.F.R., Amato, S.B., Calegaro-Marques, C. & Bicca-Marques, J.C. (2002) *Trypanoxyuris (Trypanoxyuris) minutus* associated with the death of a wild southern brown howler monkey, *Alouatta guariba clamitans*, in Rio Grande do Sul, Brazil. *Arquivos do Instituto Biológico***.** 69(4):99-102.

Amato, J.F.R., Boeger, W.A. & Amato, S.B. (1991) *Protocolos para Laboratório - Coleta e Processamento de Parasitos do Pescado.* Imprensa Universitária, Seropédica.

Baer, J.G. (1927) Monographie dês cestodes de la famille dês anoplocephalidae. *Bulletin Biologique de la France et de la Belgique* 10:1-241.

Bennet, B.T., Abee, C.R. & Henrickson, R. (1995) *Nonhuman Primates in Biomedical Research. Biology and Management.* Academic Press, San Diego.

De Carli, G.A. (2001) *Parasitologia Clínica*: *Seleção de Métodos e Técnicas de Laboratório para o Diagnóstico das Parasitoses Humanas*. Atheneu, São Paulo.

Denegri, G.M. & Perez-Serrano, J. (1997) Bertiellosis in man: a review of cases. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo* 39:123-127.

Diniz, L.S.M. (1997) *Primatas em Cativeiro - Manejo e Problemas Veterinários.* Ícone, São Paulo.

Dunn, F.L. (1963) Acantocephalans and cestodes of South American monkeys and marmosets. *Journal of Parasitology* 49:717-722.

Dunn, F.L. (1968) The parasites of *Saimiri*: in the context of platyrrhine parasitism. In: *The Squirrel Monkey* (L.A. Rosenblum & R.W. Cooper, eds.). Academic Press, New York, p. 42.

Fiennes, R.N., Carrington, R. & Mattews, L.H. (1967) *Zoonoses of Primate: The Epidemiology and Ecology of Simian Diseases in Relation to Man*. Cornell University Press, Itaca.

Fowler, M.E. (1986) *Zoo and Animal Wild Medicine*. 2nd ed.. Saunders Company, Philadelphia.

Fraser, C.M. (1997) *Manual Merck de Veterinária: Um Manual de Diagnóstico, Tratamento, Prevenção e Controle de Doenças para o Veterinário*. 7ª. ed. Rocca, São Paulo.

Gregorin, R. (2006) Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelinae) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23:64-144.

Inglis, W. & Cosgrove, G.E. (1979) The pin-worm parasite (Nematoda: Oxyuridae) of the Hapalidae (Mamalia: Primates). *Parasitology* 55:731-737.

IUCN (2002) Guideline for non-human primate re-introductions. *Newsletter of the Re-introduction Specialist Group of IUCN SSC* 21:12-14.

Kopper Müller, G.C., Krambeck, A., Hirano, Z.M.B. & Silva Filho, H.H. (1999) Levantamento preliminar de endoparasitas do tubo digestivo de macacos bugios *Alouatta fusca*. In: *Resumos do IX Congresso Brasileiro de Primatologia* (S.L. Mendes, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Santa Teresa, p. 59.

Kopper Müller, G.C., Krambeck, A., Hirano, Z.M.B. & Silva Filho, H.H. (2000) Levantamento preliminar de endoparasitas do tubo digestivo de macacos bugios *Alouatta guariba clamitans* em habitat natural. In: *Anais do XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia* (E.L.

Hardoim & A.M.C. Cardoso, eds.). Sociedade Brasileira de Zoologia, Cuiabá, p. 638.

Mattos, J.K.P., Hirano, Z.M.B. & Silva Filho, H.H. (2001) Monitoramento de endoparasitas de macacos bugios *Alouatta fusca clamitans* em fase de reintrodução. In: *Anais do VII Seminário Integrado de Iniciação Científica* (I.M. Theis, ed.). Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, p. 449.

Mattos, J.K.P., Hirano, Z.M.B & Silva Filho, H.H. (2002) Incidência de parasitos em grupos de macacos bugios - *Alouatta guariba clamitans.* In: *Anais do XXVI Congresso da Sociedade de Zoológicos do Brasil e II Encontro de Zoo do Mercosul* (R.P. Leal, ed.). Sociedade de Zoológicos do Brasil, Porto Alegre, p. 171.

Pissinatti, A. (2001) Medicine, selected disorders. In: *Biology, Medicine and Surgery of South American Wild Animals* (M.E. Fowler & Z. Cubas, eds.). Iowa State University Press, Ames, pp. 273-274.

Pope, B.L. (1967) Some parasites of the howler monkey of northern Argentina. *Journal of Parasitology* 52:166-168.

Pope, B.L. (1968) Parasites. In: *Biology of the Howler Monkey* (*Alouatta caraya*) (M.R. Malinow, ed.). Karger, New York, pp. 204-208.

Prieto, O.H., Santa Cruz, A.M., Scheibler, N., Borda, J.T. & Gómez, L.G. (2002) Incidence and external morphology of the nematode *Trypanoxyuris (Hapaloxyuris) callithricis*, isolated from black-and-gold howler monkeys (*Alouatta caraya*) in Corrientes, Argentina. *Laboratory Primate Newsletter* 41(3):12-15.

Rey, L. (2001) *Parasitologia*. 3ª ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Ruch, T.C. (1959) *Disease of Laboratory Primates*. Saunders Company, Philadelphia.

Santa Cruz, A.C.M., Gómez, L.G. & Rott, M. (1995) El parasitismo em *Alouatta caraya* y *Saimiri boliviensis* ingressados al "Centro Argentino de Primatas". *Revista de Medicina Veterinaria* 76:150-152.

Santa Cruz, A.C.M., Prieto, O.H., Roux, J.P., Patiño, E.M., Borda, J.T., Gómez, L.G. & Schiebler, N. (2000) Endo y ectoparasitosis en mono aullador (*Alouatta caraya*) (Humbold, 1812), Mammalia, Cebidae. Informe preliminar. Comunicaciones Científicas e Tecnológicas. Universidad Nacional del Nordeste. Faculdad de Ciencias Veterinarias. Disponível em www.unne.edu.arg/cyt/2000/4_veterinarias/v_pff/v_017.pdf (acessado em 20/11/2005).

Stuart, D.M., Pendergast, V., Rumfelt, S., Greenspan, L., Glander, K.E. & Clarke, M.R. (1998) Parasites of wild howlers (*Alouatta* spp.). *International Journal of Primatology* 19:493-512.

Szirmai, A.K. (1999) *Clínica e Terapêutica em Primatas Neotropicais*. Editora da Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.

Wallach, J.D. & Boever, W.J. (1983) *Diseases of Exotic Animals*. 1st ed. Saunders Company, Philadelphia.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 251-268

Investigação etiológica de uma epizootia em sagüis (*Callithrix jacchus*) numa área indene para febre amarela

José Flávio V. Coutinho[1], Iraci D. Lima[2], Antonia M. T. Silva[2], Maria do Socorro Borges Freire[3], William M. Bonfim[4], Vera Lúcia R. S. Barros[5], Pedro Fernando da Costa Vasconcelos[5], Ernesto Höfer[6], Maria Goretti Lins de Queiroz[7], Gisele B. Araújo[8], José Augusto P. Carneiro Muniz[9], Reinaldo Amorim Carvalho[9], Ivelise Corsino da Costa[10] & Maria de Fátima de Souza[1]

[1] Universidade Federal do Rio Grande do Norte
[2] Secretaria Estadual de Saúde do Estado do Rio Grande do Norte
[3] Parque Estadual Dunas do Natal
[4] Secretaria Municipal de Saúde de Natal
[5] Instituto Evandro Chagas
[6] Fundação Oswaldo Cruz
[7] Secretaria de Saúde Pública do Estado do Rio Grande do Norte
[8] Secretaria de Vigilância em Saúde
[9] Centro Nacional de Primatas
[10] Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

* Endereço para correspondência: José Flávio V. Coutinho, Departamento de Fisiologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Avenida Senador Salgado Filho 3000, Lagoa Nova, Natal, RN 59072-970, Brasil, Fone: +55-84-32153409, Fax: 32119210, Email: jfcoutinho_vet@hotmail.com

RESUMO

Epizootias com impacto sobre as populações de gorilas e chimpanzés têm sido documentadas na África. No Brasil, há registros de morte de primatas não humanos devido ao vírus da febre amarela silvestre. O presente trabalho relata uma epizootia ocorrida em uma população de sagüis no Parque Estadual Dunas do Natal em 2004. Esse primata é utilizado como modelo experimental em pesquisas biomédicas, dada sua proximidade filogenética com o homem, com o qual compartilha a susceptibilidade a diversos agentes patogênicos. Considerando esses aspectos a Vigilância Epidemiológica do Estado do Rio Grande do Norte formou uma equipe interinstitucional de especialistas para investigar o caso sob a supervisão técnica do Ministério da Saúde. Inicialmente objetivou-se a pesquisa de febre amarela, pois um levantamento entomológico prévio na área detectara vetores para o vírus amarílico. Posteriormente, foram também investigadas raiva e infecções bacterianas. Quarenta e seis animais foram capturados durante a epizootia, sendo dez destes submetidos a exames clínicos e necropsia. Foram coletadas amostras para análise histopatológica, bacteriológica e pesquisa viral. Os sinais clínicos mais freqüentes observados foram edema facial, hipotermia e desidratação. Pneumonia, hepatoesplenomegalia, petéquias hepáticas e linfadenite foram achados macroscópicos comuns à necropsia. A histopatologia revelou quadro séptico com microabcessos em diversos órgãos, broncopneumonia e pneumonia intersticial. Foram isoladas, por hemocultura, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Bordetella bronchiseptica* e *Escherichia coli*. A pesquisa de febre amarela e de outros arbovírus, raiva e citomegalovírus foi negativa, porém foi positiva em cinco animais para adenovírus, avaliada através de imunohistoquímica. A adenovirose é sugerida como causa da epizootia.

Palavras-chave: Adenovírus, pneumonite intersticial, raiva, *Bordetella bronchiseptica,* citomegalovírus

ABSTRACT

Epizooties with impact on gorilla and chimpanzee populations have been reported in Africa. In Brazil, there are records of death of non-human primates due to selvatic yellow fever. This chapter reports

an epizooty in a population of common marmosets in the Dunas do Natal State Park in 2004. This monkey is an important experimental model used in biomedical research because of susceptibility to several pathogenic agents. Based on the Epidemiological Surveillance in the State of Rio Grande do Norte, Brazil, an interinstitutional team of experts was organized to investigate the case under the technical supervision of the Ministry of Health. The research began with a yellow fever evaluation because a previous entomological survey at the site had found the vectors of its virus. Later, rabies and bacterial infections were also investigated. Forty-six animals were found dead or dying during the epizooty, ten of which were submitted for clinical exams and necropsy. Samples for histopathologic and bacteriological analyses and viral research were collected. The most frequent clinical signals observed were facial edema, hypothermia and dehydration. Pneumonia, hepatosplenomegaly, hepatic petechiae and lymphadenitis were found macroscopically during necropsy. The histopathology revealed sepsis with microabscesses in several organs, bronchopneumonia and interstitial pneumonia. Hemoculture isolated *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Bordetella bronchiseptica* and *Escherichia coli*. The results for arboviruses, rabies and cytomegalovirus were negative. However, five animals were positive for adenovirus evaluated by immunohistochemistry. The adenovirosis is suggested as the cause of the epizooty.

Key words: Adenovirus, interstitial pneumonitis, rabies, *Bordetella bronchiseptica,* cytomegalovirus

INTRODUÇÃO

Epizootias incluindo primatas não humanos têm sido documentadas em diversas partes do mundo, sendo exemplos notáveis o que ocorreu em países no oeste equatorial da África, como Gabão e Congo. Nestes países, a febre hemorrágica devido ao vírus Ebola atingiu populações de gorilas (*Gorilla gorilla*) e chimpanzés (*Pan troglodytes*) contribuindo, juntamente com outros fatores, para uma redução significativa das populações naturais desses primatas (Walsh *et al*., 2003). Outro fato que merece destaque foi o que ocorreu no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, onde se verificou a morte de primatas

não-humanos (especialmente *Alouatta caraya*) e se confirmou a positividade para febre amarela silvestre em uma das carcaças (Torres *et al*., 2004).

A epizootia ocorrida no Estado do Rio Grande do Norte, relatada neste trabalho, envolveu o sagüi comum (*Callithrix jacchus*), um pequeno primata endêmico da região Nordeste (Rylands & Faria, 1993) que foi introduzido em outras regiões do Brasil (Coimbra-Filho, 1984) e que pode ser encontrado em diferentes ecossistemas em sua área de distribuição original, tais como remanescentes da Floresta Atlântica ou na Caatinga nordestina (Stevenson & Rylands, 1988).

A dieta básica do sagüi é constituída de exsudados vegetais (goma), cuja exploração é favorecida pela anatomia de sua mandíbula e tamanho dos seus dentes incisivos inferiores (Rylands & Faria, 1993). Esses animais também utilizam pequenos invertebrados e frutos como recursos alimentares, cuja disponibilidade influencia a proporção do uso de goma (Castro *et al.,* 2000).

A qualidade e a quantidade dos recursos alimentares disponíveis para o sagüi em seu hábitat podem determinar o seu estado de saúde, pois determinam, pelo menos em parte, sua capacidade de resposta a agentes patogênicos. No ambiente natural, os calitriquídeos estão expostos a um grande número de agentes de doenças infecto-parasitárias, algumas podendo até causar extensas mortandades (Potkay, 1992). Muitos agentes patogênicos são comuns aos calitriquídeos e ao homem, como, por exemplo, (a) as espécies *Trypanosoma cruzi* (das linhagens 1 e 2 relacionadas aos ciclos doméstico e silvestre de transmissão, respectivamente) que têm sido encontradas infectando naturalmente o mico-leão-dourado *Leontopithecus rosalia* (Lisboa *et al.,* 2000), (b) *Toxoplasma gondii* diagnosticado no mico-leão-preto *Leontopithecus chrysopygus* (Catão-Dias, 2003), (c) algumas espécies de enteroparasitos já diagnosticadas em *C. jacchus* (Ximenes, 1997), além de (d) diversos grupos de bactérias e de vírus (Potkay, 1992). Desta forma, a proximidade de populações selvagens desses primatas de habitações humanas pode comprometer a sua conservação (Jones-Engel *et al.*, 2005).

Por outro lado, existe a possibilidade de que o agente etiológico possa ser transferido do ambiente natural para o ambiente humano, especialmente quando se trata de animal domesticável como o sagüi. Esta possibilidade faz com que a mortandade desses animais se constitua em um alerta para a saúde pública. Este trabalho descreve a investigação etiológica de uma epizootia em *C. jacchus*, durante a qual

se verificou a morte de 46 sagüis no período de janeiro a junho de 2004 no Parque Estadual Dunas de Natal.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Parque Estadual Dunas do Natal "Jornalista Luiz Maria Alves" (Parque) é uma das últimas áreas densas de Mata Atlântica preservada no Rio Grande do Norte e foi a primeira Unidade de Conservação Ambiental implantada no Estado. É parte integrante da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica Brasileira (RBMA) e representa um importante Posto Avançado da RBMA. Possui 1172 ha traspassando sete bairros, estendendo-se ao longo da Via Costeira e limitando-se a leste com o Oceano Atlântico (IDEC, 1989). O setor de uso público, chamado de Bosque dos Namorados, possui potencial para o desenvolvimento de pesquisa, educação ambiental, lazer e turismo ecológico. Ele foi inaugurado em 1997 com uma área de 7 ha e possui infra-estrutura capaz de receber 9000 visitantes/mês (dados de 2003, M.S.B. Freire, dados não publicados). O Parque também é importante para o abastecimento de água e amenização do clima para a cidade do Natal. O Parque possui uma biodiversidade representativa de vegetais típicos da Mata Atlântica e de espécies de pequenos animais, apesar de estar cercado por casas e outras edificações. Seu ecossistema de dunas abriga 250 espécies de árvores, 103 espécies de aves, muitos répteis, dentre os quais um pequeno lagarto endêmico (*Coleodactylus natalensis*) e mamíferos, incluindo vários grupos de sagüis *(C. jacchus*). Dentre os culicídeos, o Parque possui espécies potencialmente transmissoras de arboviroses, tais como *Haemagogus leucocelenus, Aedes aegypti* e *Aedes albopictus* (A. S. Medeiros, dados não publicados).

A epizootia

A notificação da mortandade dos sagüis foi feita à Secretaria de Saúde do Estado através de funcionários em trabalho de campo e por moradores da circunvizinhança do Parque em janeiro de 2004. A partir desse momento iniciou-se uma mobilização de profissionais da saúde juntamente com pesquisadores da Universidade Federal do Rio Grande

do Norte (Departamento de Fisiologia - Núcleo de Primatologia e Departamento de Microbiologia e Parasitologia) e técnicos de órgãos ambientais, a fim de dar o encaminhamento adequado à questão, seguindo o fluxograma proposto pelo Ministério da Saúde para a Vigilância de Epizootias (Ministério da Saúde, 2003). Foi constituído um grupo de trabalho com representantes do Ministério da Saúde (SVS), Secretaria Estadual de Saúde (SUVAM/SESAP, SUVIGE/SESAP, SUVIG/SESAP), Secretaria Municipal de Saúde (Epidemiologia, Centro de Controle de Zoonoses), Secretaria de Estado da Saúde Pública (SESAP), Secretaria Municipal de Saúde de Natal (SMS), Centro de Controle de Zoonoses de Natal (CCZ), Laboratório Central do Estado do Rio Grande do Norte (LACEN-RN), Hospital Giselda Trigueiro, Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do RN (IDEMA), Administração do Parque Estadual Dunas do Natal, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Ministério da Saúde - Secretaria de Vigilância em Saúde (EPISUS/SVS), Centro Nacional de Primatas (CENP/PA), Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), Fundação Oswaldo Cruz (IOC) - Depto. de Bacteriologia - Laboratório de Zoonoses Bacterianas, Instituto Evandro Chagas (IEC-PA), Laboratório Central do Ceará (LACEN-CE), Forças Armadas (Exército, Marinha e Aeronáutica).

Os sagüis encontrados mortos ou moribundos procedentes de qualquer área do Parque eram recolhidos por técnicos do Centro de Controle de Zoonoses ou por pessoas da comunidade. Algumas áreas onde foram encontrados os sagüis estão assinaladas na Figura 1. É importante citar que por medida de proteção à saúde pública a Secretaria Municipal de Saúde interditou oficialmente a área do Parque razão pela qual os animais eram recolhidos apenas nas áreas de borda, não sendo possível fazer uma busca ativa de carcaças no interior da mata.

Exames clínicos

Os animais mortos eram identificados e congelados para estudo posterior, enquanto os moribundos eram identificados (animal: A + número da seqüência da necropsia) e examinados. Quando submetidos à necropsia, uma análise geral da situação macroscópica dos órgãos e de sinais clínicos era realizada (Tabela 1) e eram coletadas amostras de sangue para sorologia e hemocultura, de outros tecidos para estudo

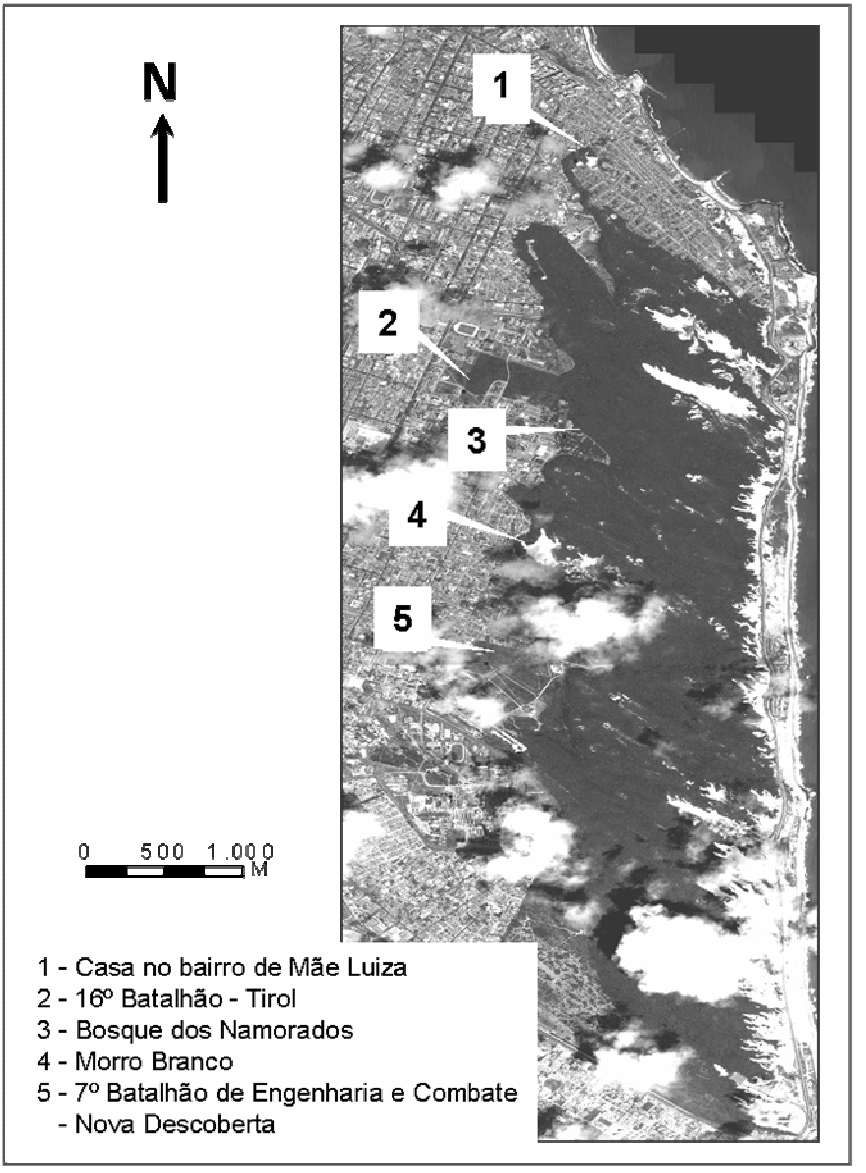


Figura 1. Vista aérea do Parque das Dunas com destaque para alguns pontos de onde foram capturados sagüis mortos ou moribundos.

histopatológico e imuno-histoquímico e de *swabs* para cultura de bactérias. Os tecidos eram fixados em formol tamponado a 10% e os cortes corados pelo método clássico da hematoxilina-eosina.

Como possíveis causas da morte dos sagüis foram investigadas as seguintes doenças de importância para a saúde pública: melioidose (causada pela bactéria *Burkholderia pseudomallei*), mormo (causada pela bactéria *Burkholderia mallei*), raiva, arboviroses, entre as quais a febre amarela, a citomegalovirose e a adenovirose.

A pesquisa bacteriana foi feita por hemocultura com sangue colhido por punção cardíaca (nos indivíduos A-5, A-6 e A-9) e cultura com material colhido por *swab* anal (em A-9) e por *swab* de lesão (em A-7). Já o antígeno rábico foi pesquisado através de Imunofluorescência Direta a partir de fragmentos de encéfalo dos sagüis A-3, A-5 e A-6. A pesquisa de anticorpos para arbovírus foi feita pelo teste de inibição da hemaglutinação (IH), abrangendo *Alphavirus* (EEE - Eastern Equine Encephalitis, WEE - Western Equine Encephalitis, Mayaroe Mucambo), *Phlevirus* (Icoaraci), *Bunyavirus* (Guaroa, Maguari, Tacaiuma, Utinga, Belém, Carapuru, Oropuche e Catu) e *Flavivirus* (Febre amarela, Ilheus, Saint Louis, Cacipacore, Bussuquara e Rocio) e incluiu todos os animais.

Também foi feita a pesquisa de vírus por inoculação em camundongos recém-nascidos (A-1 e A-3 [material inoculado: sangue], A-3 [material inoculado: vísceras - fígado, baço e cérebro; e *pool de* vísceras: rim, pulmão e linfonodos] e A-11 [material inoculado: fígado, baço; e *pool* de vísceras: rim, coração e pulmão] e por inoculação em células C6/36 (A-11: fígado, baço; e *pool* de vísceras: rim, coração e pulmão). A pesquisa de febre amarela (FA) foi feita em fragmento hepático pelo método da imuno-histoquímica utilizando-se anticorpos monoclonais marcados com fosfatase alcalina em A-1, A-3 e A-6. O citomegalovírus e o adenovírus foram investigados em A-7, A-9, A-10, A-12 e A-13 por ensaio imuno-histoquímico. Em ambos os casos utilizou-se anticorpos monoclonais marcados com peroxidase (Ferreira & Ávila, 1996; Raty *et al*., 1999).

As alterações histopatológicas foram estudadas em vários tecidos dos animais, tais como coração, fígado, linfonodos e pulmões. O caráter emergencial do evento (epizootia) e a inexistência de infraestrutura adequada na ocasião se constituíram fatores limitantes para os procedimentos. Por isso, não foi possível fazer coletas sistematizadas de amostras em todos os animais para todas as análises. Contudo, a

Tabela 1. Identificação, local de captura, achados clínicos e à necropsia de sagüis procedentes do Parque Estadual Dunas do Natal.

Animal	Sexo/ Idade*	Local de captura	Achados clínicos e à necropsia
A-1	M/Ad	Mãe Luiza	Edema facial, desidratação, hipotermia (35°C), letargia. Hepatização cinzenta; hipertrofia esplênica e hepática moderada. Pneumonia, adenopatia.
A-3	F/Ad	Mãe Luiza	Hipotermia, desidratação, agressividade acentuada, inapetência, letargia, edema facial. Adenopatia submandibular, axilar e inguinal; hiperemia e congestão do lobo pulmonar superior esquerdo e lesão nodular única no mesmo pulmão, com áreas de hepatização, petéquias hepáticas, esplenomegalia, presença de parasitos intestinais (nematóides), fecaloma e timpanismo.
A-5	F/Inf	Mãe Luiza	Letargia, hipotermia, descarga nasal purulenta, desidratação; pneumonia purulenta (congestão e abscessos), hipertrofia esplênica moderada, petéquias e equimoses hepáticas.
A-6	-	Mãe Luiza	-
A-7	M/Ad	16º Batalhão	Edema e eritema facial, conjuntivite, desidratação, hipotermia. Processo inflamatório pulmonar, coração congesto, esplenomegalia, petéquias hepáticas e áreas ictéricas, rim congesto, infartamento ganglionar submandibular, axilar e inguinal, inflamação do aparelho reprodutor (estruturas acessórias internas).
A-9	M/Ad	7º Batalhão	Desidratação, hipotermia, hipotensão, dermatite abrangendo todo o corpo com descamação, edema facial, eritema periorbital; pulmões hiperêmicos com áreas enfisematosas, congestão do baço, bolo verminótico no ceco.

Continua

Continuação da Tabela 1

Animal	Sexo/ Idade*	Local de captura	Achados clínicos e à necropsia
A-10	F/Ad	16º Batalhão	Desidratação, dermatite generalizada com descamação, conjuntivite e úlceras na região submandibular, eritema na genitália externa e hipotermia, estado nutricional ruim, desprendimento do epitélio da língua, adenopatia submandibular, cervical, axilar e ingüinal bilateral; hiperemia pulmonar (áreas acinzentadas e pontos hemorrágcos), congestão e aumento do volume esplênico, fígado com pontos hemorrágicos, hipertrofia de linfonodos mesentéricos.
A-11	F/Juv	Bosque dos Namorados	Letargia, desidratação acentuada e hipotermia; miíase, linfoadenopatia generalizada (cervicais, submandibulares, axilares e inguinais); hepatização cinzenta e vermelha do pulmão (bilateral), hepatoesplenomegalia moderada, bolo verminótico no ceco.
A-12	M/Ad	7º Batalhão	Espasmos musculares intermitentes, prostração, sangramento oral; hiperemia pulmonar, peritonite.
A-13	F/Ad	7º Batalhão	Estado nutricional ruim, edema e eritema facial, conjuntivite, alopecia, dermatite seborréica, prostração, desidratação e miíase; lesões hemorrágicas focais no pulmão, fígado apresentando petéquias e hipopigmentação, linfodenopatia cervical.

M=macho, F=fêmea, Ad=adulto, Juv=juvenil, Inf=infante, - =ausência de informação

importância do presente relato consiste na oportunidade epidemiológica do evento.

RESULTADOS

Várias espécies de bactérias foram encontradas nos animais (Tabela 2). Nas hemoculturas, por exemplo, foram verificados agentes diversos em cada animal, o que permite supor que nenhum desses agentes pode ser responsabilizado como causa primária desta epizootia. A pesquisa viral mostrou resultados positivos apenas para adenovírus (Tabela 3).

A histopatologia, realizada em nove animais, mostrou alterações pulmonares caracterizadas histologicamente como pneumonite intersticial em graus variáveis (Tabela 4). Em A-1, A-3 e A-5 o exame revelou pneumonia multifocal necrosante. A-1 e A-3 também apresentaram microabscessos hepáticos com pequenas colônias de bactérias. Um quadro séptico ainda foi verificado em A-1 pela presença de colônias bacterianas nos linfonodos. Os linfonodos apresentaram, também, hiperplasia reacional em A-1, A-7, A-10 e A-12, proliferação macrofágica com tendência a formação de granulomas em A-6 e linfadenite aguda em A-3.

Cicatrizes fibrosas no miocárdio e edema intersticial em diferentes níveis foram as alterações mais significativas encontradas no tecido cardíaco dos animais estudados. A esteatose focal e a hiperplasia reacional foram outros achados significativos no tecido hepático dos indivíduos.

DISCUSSÃO

Um dos achados mais significativos desse estudo para a saúde pública é a negatividade para o vírus amarílico em todas as amostras pesquisadas pelos diferentes métodos utilizados. É importante ressaltar também que todos os animais foram testados pelo menos por um método, o da inibição da hemaglutinação. Assim, a despeito da presença dos vetores potenciais desse vírus no Parque das Dunas, essa área continua sendo indene para febre amarela. À semelhança da febre amarela, todos os outros tipos de arboviroses testados não foram encontrados.

Tabela 2. Isolamento bacteriano de amostras colhidas de sagüis procedentes do Parque Estadual Dunas do Natal.

Animal*	Tipo de amostra		
	Sangue (punção cardíaca)	***Swab* anal**	***Swab* de lesão**
A-5	*Bordetella bronchiseptica*	-	-
A-6	*Staphylococu aureus*	-	-
A-7	-	-	*Enterobacter closcae*
A-9	*Pseudomonas aeruginosa*	*Escherichia coli* *Pseudomonas aeruginosa* *Proteu mirabilis*	-

* Não foram coletadas amostras para pesquisa bacteriana.dos animais A-1, A-3, A-10, A-11, A-12 e A-13.
- =amostra não coletada do animal correspondente

Os isolamentos bacterianos juntamente com os outros achados contribuíram para o descarte das hipóteses de ocorrência de melioidose e mormo. Essas duas doenças foram cogitadas em virtude (a) da melioidose ter sido a causa de óbitos humanos no Estado do Ceará e da existência de um caso de óbito de uma pessoa que tinha entrado em contato com o solo de uma área do Parque e (b) do mormo ter ocorrido em cavalos de uma hípica situada a menos de um quilômetro do Parque. As espécies de bactérias diagnosticadas neste trabalho já são descritas como causadoras de infecções naturais ou experimentais em calitriquídeos e outros grupos de primatas (Boncyk & Kalter, 1979; Diniz & Costa, 1995; Hament *et al*., 1999; Jinbo *et al*., 1999). A relação entre a presença de *B. bronchiseptica* e a ocorrência de broncopneumonia ou pneumonia nesses animais (Jinbo *et al*., 1999; Potkay, 1992) já é conhecida, o que é compatível com os resultados do estudo bacteriológico e histopatológico de A-5.

Tabela 3. Pesquisa de vírus, de acordo com o tipo e com o método utilizado, em amostras biológicas de sagüis procedentes do Parque Estadual Dunas do Natal.

Animal	Raiva	Febre Amarela	Arbovírus*			Citomegalovírus	Adenovírus
	IFD**	IHQ** (fosfatase alcalina)	IH**	Inoculação em camundongo	Inoculação em células C6/36	IHQ (peroxidase)	IHQ (peroxidase)
A-1	-	Ausente	Ausente	Ausente	-	-	-
A-3	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	-	-	-
A-5	Ausente	-	Ausente	-	-	-	-
A-6	Ausente	Ausente	Ausente	-	-	-	-
A-7	-	-	Ausente	-	-	Ausente	Positivo
A-9	-	-	Ausente	-	-	Ausente	Positivo
A-10	-	-	Ausente	-	-	Ausente	Positivo
A-11	-	-	Ausente	Ausente	Ausente	-	-
A-12	-	-	Ausente	-	-	Ausente	Positivo
A-13	-	-	Ausente	-	-	Ausente	Positivo

* Corresponde aos 19 tipos de arbovírus citados no item Material & Métodos, inclusive FA.
** IFD=Imunofluorescência direta; IHQ=Imuno-histoquímica; IH=Inibição da hemaglutinação.
Códigos dos resultados: - =exame não realizado.

Tabela 4. Estudo histopatológico de sagüis procedentes do Parque Estadual Dunas do Natal.

Animal	Órgãos examinados			
	Coração	**Fígado**	**Linfonodos**	**Pulmão**
A-1	Moderado edema intersticial	Parênquima com diversos microabscessos contendo pequenas colônias bacterianas.Tratos portais edematosos	Hiperplasia reacional, congestão dos seios subcapsulares, presença de pequenas colônias bacterianas	Broncopneumonia multifocal necrosante
A-3	Edema intersticial extensor	Parênquima com diversos microabscessos contendo pequenas colônias bacterianas. Numerosos corpúsculos apoptóicos	Linfadenite aguda em extensas áreas coalescentes de inflamação e necrose em área subcapsular e parte do córtex	Broncopneumonia multifocal necrosante
A-5	-	-	-	Broncopneumonia multifocal necrosante
A-6	Cicatrizes fibrosas no miocárdio	-	Proliferação macrofágica com tendência a estruturas granulomas; células gigantes envolvendo estruturas irregulares, amorfas e acidófilas	Colapso alveolar acentuado associado a moderada congestão, inclusive de paredes dos alveólos
A-7	-	Esteatose focal	Hiperplasia reacional	Pneumonite intersticial moderada
A-9	Características habituais	Hiperplasia reacional	-	Pneumonite intersticial
A-10	Características habituais	Hiperplasia reacional, além de esteatose focal	Hiperplasia reacional	Pneumonite intersticial associada à hemorragia intra-alveolar em algumas áreas
A-12	Edema intersticial moderado	Hiperplasia reacional	Hiperplasia reacional	Pneumonite intersticial
A-13	Características habituais	-	-	Pneumonite intersticial leve

- =órgão não examinado

Um fato de fundamental importância demonstrado em alguns estudos é a freqüência com que ocorre a associação de infecções virais e bacterianas no trato respiratório de primatas. Embora os mecanismos que são desencadeados pela infecção viral e que facilitariam as infecções bacterianas não estejam totalmente esclarecidos, existem evidências inequívocas de que a aderência bacteriana às células do trato respiratório é potencializada por infecções virais prévias. Na realidade, quando o epitélio respiratório está intacto, ele remove eficientemente as bactérias que são aspiradas pelas vias aéreas por meio de mecanismos de limpeza levados a efeito pelas células ciliadas. As infecções virais, no entanto, levam à destruição desse substrato anatômico e, nessas circunstâncias, as infecções bacterianas tornam-se comuns (Hament *et al*., 1999; Jinbo *et al*., 1999). Nesse contexto, as infecções virais ocupam um lugar de destaque na etiologia de doenças respiratórias em primatas, seja pela suscetibilidade dos animais a uma diversidade de vírus, pela freqüência com que ocorrem (Asper *et al*., 2001; Hawthorne *et al.,* 1982; Stephensen *et al*., 1991) ou porque os animais infectados se tornam mais predispostos a infecções por outros agentes.

No presente estudo, um dado bastante consistente foi a positividade para adenovírus em cinco animais (A-7, A-9, A-10, A-12 e A-13), os quais apresentavam extrato anátomo-patológico compatível com pneumonite intersticial. O interstício pulmonar é formado pelo tecido conjuntivo situado entre as membranas basais do endotélio capilar e do epitélio alveolar. Assim, qualquer agente (infeccioso ou não) que venha a desencadear um processo reacional desse interstício, promoverá o afastamento de suas membranas basais, determinando bloqueio alvéolo-capilar com prejuízos para trocas gasosas. Quando esse processo se instala de forma aguda, com expressão clínica, histológica e radiológica, determina a chamada pneumonia intersticial. Em humanos, mesmo que a infecção por adenovírus possa causar pneumonia intersticial, a taxa de mortalidade devida a infecções por esse agente é baixa na população em geral, mas pode haver complicações em lactentes ou indivíduos aquartelados (McNeill *et al*., 2000; Tsukumo, 1991). As adenoviroses, entretanto, são relativamente hospedeiro-específicas, de modo que isolados adenovirais de humanos não têm reproduzido a doença típica em animais de laboratório, incluindo os primatas. Além disso, admite-se que as adenoviroses de primatas não humanos, ao contrário do que ocorre em humanos, podem representar causas significativas de pneumonia fatal (Boyce *et al*., 1978).

O conjunto destes dados indica ter ocorrido um surto de adenovirose entre os sagüis do Parque das Dunas, complicado por infecções bacterianas secundárias.

BIBLIOGRAFIA

Asper, M., Hofmann, P., Osmann, C., Funk, J., Metzger, C., Bruns, M., Kaup, F.J., Schmitz, H. & Günther, S. (2001) First outbreak of Callithichidae hepatitis in Germany: genetic characterization of the causative lymphocytic choriomeningitis virus strains. *Virology* 284:203-213.

Boncyk, L.H. & Kalter, S.S. (1979) Bacteriological findings in a nonhuman primate colony. 16th IABS Congress: The standardization of animals to improve biomedical research production and control, San Antonio, 1979. *Developments in Biological Standardization* 45:23-28.

Boyce, J.T., Giddens Jr., W.E. & Valerio M. (1978) Simian adenoviral pneumonia. *American Journal fo Pathology* 91:259-273.

Castro, C.S.S., Araújo, A., Alho, C.J.R. & Dias-Filho, M.M. (2000) Influência da distribuição e disponibilidade dos frutos, na dieta e no uso do espaço em sagüis-do-nordeste (*Callithrix jacchus*). In: *A Primatologia no Brasil, vol. 7* (C. Alonso & A. Langguth, eds.). Editora Universitária/UFPB, João Pessoa, pp. 65-80.

Catão-Dias, J.L. (2003) Doenças e seus impactos sobre a biodiversidade. *Ciência e Cultura: Biodiversidade* 55(3):32-34.

Coimbra-Filho, A.F. (1984) Situação atual dos calitriquídeos que ocorrem no Brasil (Callithrichidae: Primates). In: *A Primatologia no Brasil* (M.T. Mello, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 15-33.

Diniz, L.S.M. & Costa, E.O. (1995) Health problems of *Callithrix jacchus* in captivity. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research* 28**:**61-64.

Ferreira, W.A. & Ávila, S.L.M. (1996) *Diagnóstico Laboratorial das Principais Doenças Infecciosas e Auto*-imunes. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Hament, J.M., Kimpen, J.L.L., Fleer, A. & Wolfs, T.F.W. (1999) Respiratory viral infection predisposing for bacterial disease: a concise review. *FEMS Immunology and Medical Microbiology* 26: 189-195.

Hawthorne, J.D., Lorenz, D. & Albrecht, P. (1982) Infection of marmosets with parainfluenza virus types 1 an 3. *Infection and Immunity* 37:1037-1041.

Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte - IDEC (1989) *Plano de Manejo do Parque Estadual das Dunas do Natal*. Fundação Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte, Natal.

Jinbo, T., Ami, Y., Suzaki, Y., Kobune, F.R.S., Naiki, M., Iguchi, K. & Yamamoto, S. (1999) Concentrations of C-reactive protein in normal monkeys (*Macaca irus*) and in monkeys inoculated with *Bordetella bronchiseptica* R-5 and measles virus. *Veterinary Ressearch Communication* 23**:**265-274.

Jones-Engel, L, Engel, G.A., Schillaci, M.A., Rompis, A., Putra, A., Suaryana, K.G., Fuentes, A., Beer, B., Hicks, S., White, R., Wilson, B. & Allan, J.S. (2005) Primate-to-human retroviral transmission in Asia. *Emerging Infectious Diseases* 11:1028-1035.

Lisboa, C.V., Dietz, J., Baker, A.J., Russel, N.N. & Jansen, A.M. (2000) *Trypanosoma cruzi* infection in *Leontopithecus rosalia* at the Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 95:445-452.

McNeill, K.M., Benton, F.R. & Gaydos, J.C. (2000) Epidemic spread of adenovirus type 4-associated acute respiratory disease between U.S. army installations. *Emerging Infectious Diseases* 6:415-419.

Ministério da Saúde - Secretaria de Vigilância em Saúde (2003) *Manual de Vigilância de Epizootias em Primatas Não Humanos*. Editora MS, Brasília.

Potkay, S. (1992) Diseases of the Callitrichidae: a review. *Journal of Medical Primatology* 21:189-236.

Raty, R., Kleemola, M., Melen, K., Stenvik, M. & Julkunen, I. (1999) Efficacy of PCR and other diagnostic methods for the deteccion of respiratory adenoviral infections. *Journal of Medical Virology* 59: 66-72.

Rylands, A.B. & Faria, D.S. (1993) Habitats, feeding ecology and home range size in the genus *Callithrix*. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour, and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, New York, pp. 262-272.

Stephensen, C.B., Jacob, J.R., Montali, R.J., Holmes, K.V., Muchmore, E., Compans, R.W., Arms, E.D., Buchmeier, M.J., Lanford, R.E. (1991) Isolation of an arenavírus from a marmoset with

Callithichidae hepatitis and its serologic association with disease. *Journal of Virology* 65:3995-4000.

Stevenson, M.F. & Rylands, A.B. (1988) The marmoset monkeys, genus *Callithrix*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, DC, pp. 131-222.

Torres, M.A.N., Almeida, M.A.B., Santos, E., Monteiro, H.A.O., Cardoso, J.C., Inajara, A.C. & Ferreira, F.B. (2004) Vigilância entomológica da febre amarela silvestre no Rio Grande do Sul. *Boletim Epidemiológico* 6(1):6.

Tsukumo, M.K.K. (1991) Pneumonias intersticiais. In: *Doenças Transmissíveis*. 3ª ed. (V. Amato-Neto & J.L.S. Baldy, eds.). Sarvier, São Paulo, pp. 699-715.

Walsh, P.D. Abernethy, K.A., Bermejos, M., Beyers, R., de Wachter, P., Akou, M.E., Huijbregts, B., Mambounga, D.I., Toham, A.K., Kilbourn, A.M., Lahm, S.A., Latour, S., Maisels, F., Mbina, C., Mihindou, Y., Obiang, S.N., Effa, E.N., Starkey, M.P., Telfer, P., Thibault, M., Tutin, C.E.G., White, L.J.T. & Wilkie, D.S. (2003) Catastrophic ape decline in western equatorial Africa. *Nature* 422: 611-614.

Ximenes, M.F.F.M. (1997) Parasitismo por helmintose e protozoários no sagüi comum (*Callithrix jacchus*). In: *A Primatologia no Brasil, vol. 6* (M.B.C. Sousa & A.A.L. Menezes, eds.). EDUFRN e Sociedade Brasileira de Primatologia, Natal, pp. 246-256.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 269-298

Population density of *Callimico goeldii* (Goeldi's monkey) in relationship to home range and habitat in a forest fragment in Acre, Brazil

Jennifer A. Rehg

Southern Illinois University Edwardsville

ABSTRACT

Primates vary in their responses to habitat disturbances; some species do not well tolerate secondary, disturbed, and edge forest, while others prefer preclimax vegetation and may benefit from disturbances. *Callimico goeldii* is a rare callitrichid found at low densities in southwestern Amazonia; previous research suggests its patchy distribution and low density are linked to a preference for disturbed forest and bamboo. Group density was estimated for *C. goeldii* and sympatric species of *Saguinus* in a forest fragment in Acre, Brazil. The 820 ha site is *terra firme* forest in various successional stages surrounded almost entirely by pasture. Data were collected during a study of mixed-species groups of *C. goeldii*, *Saguinus fuscicollis,* and *S. labiatus* periodically between April 1999 and August 2003. Research focused on a single mixed-species group of these species, but data were collected on all callitrichid observa-

* Endereço para correspondência: Jennifer A. Rehg, Box 1451, Department of Anthropology, Southern Illinois University Edwardsville, Edwardsville, IL 62026, U.S.A., Phone: +1-618-6503843, Email: jrehg@siue.edu

tions. The pattern of sightings, including location, timing, and group size were used to identify and calculate the number of groups. Groups of *C. goeldii* were observed on 100 days. Four groups of *C. goeldii* were positively identified in the main study area. The density of *C. goeldii* at the site is estimated to be 0.8-1.2 groups/km^2, nearly 1.5 to 4 times higher than published estimates at locations in Bolivia. Habitat heterogeneity at the site, including habitat disturbances associated with possibly high treefall rates, may be related to higher group densities of *C. goeldii*. Over the study period, a minimum of 34 treefall events were recorded within the main group's home range. Treefalls seem to be an important microhabitat for *C. goeldii*, especially as sources of dietary fungus, which may serve as a critical dry season food resource. Other factors, such as restricted dispersal opportunities or availability of other resources may also be related to higher density.

Key words: Callitrichidae, *Saguinus*, tamarins, treefalls, population ecology

RESUMO

Os primatas variam nas suas respostas à perturbação de hábitats; algumas espécies não toleram florestas secundárias, perturbadas ou bordas de florestas, enquanto outras preferem vegetação pré-clímax e podem se beneficiar de perturbações. *Callimico goeldii* é um calitriquídeo raro, encontrado em baixas densidades no sudoeste da Amazônia; estudos anteriores sugerem que sua distribuição dispersa e baixa densidade estão relacionadas a uma preferência por florestas perturbadas e bambuzais. A densidade de grupos foi estimada para *C. goeldii* e espécies simpátricas de *Saguinus* num fragmento florestal no Estado do Acre. A área de estudo possui 820 ha de floresta de terra firme em vários estágios de sucessão, cercados principalmente por pastagens. Os dados foram coletados entre abril de 1999 e agosto de 2003 como parte de um estudo sobre grupos mistos de *C. goeldii*, *Saguinus fuscicollis* e *S. labiatus*. O alvo da pesquisa foi um grupo misto; porém, foram feitos registros em todos os encontros com calitriquídeos. A localização, hora e tamanho de cada grupo avistado foram usadas para identificar e calcular o número de grupos. Foram identificados quatro grupos de *C. goeldii* na área principal do estudo,

os quais foram observados durante 100 dias. A estimativa da densidade de *C. goeldii* na área é de 0,8-1,8 grupos/km^2, quase 1,5 a 4 vezes maior do que estimativas publicadas para áreas na Bolívia. A diversidade de hábitats da área de estudo, incluindo perturbações de hábitat provocadas por uma alta taxa de queda de árvores, pode estar relacionada a esta maior densidade de *C. goeldii*. Durante o estudo, pelo menos 34 eventos de queda de árvores foram registrados na área de uso do grupo principal. Árvores caídas parecem representar um microhábitat importante para *C. goeldii*, especialmente como fonte de fungos para a alimentação, os quais podem servir como um recurso crítico na estação seca. Outros fatores, como oportunidades restritas de dispersão ou a disponibilidade de outros recursos também podem estar relacionados à alta densidade.

Palavras-chave: Callitrichidae, *Saguinus*, sauim, árvores caídas, ecologia populacional

INTRODUCTION

Primate species vary in their responses to natural and anthropogenic habitat disturbances, depending on anatomical, behavioral, and ecological characteristics of the species (e.g., body size, diet, ranging patterns, and habitat requirements), as well as the scale and nature of the disturbance (Cowlishaw & Dunbar, 2000; Fimbel, 1994; Ganzhorn, 1995; Ganzhorn *et al.*, 1997; Johns, 1986; Lopes & Ferrari, 2000; Schwartzkopf & Rylands, 1989; Thomas, 1991). In addition to changes in individual or group behavior and ecology that may accompany habitat disturbances and fragmentation, demographic changes may also occur (Chapman *et al.*, 2000; Clarke *et al.*, 2002; Cowlishaw & Dunbar, 2000; Pavelka *et al.*, 2003; Skorupa, 1988). Some primates may suffer population reductions, while others may be relatively tolerant of low to moderate levels of disturbance, at least in the short-term (Cowlishaw & Dunbar, 2000). Still other primates may prefer certain types of disturbed habitats, and may experience temporary or longer term increases in local abundance, or in population density (Fimbel, 1994; Ganzhorn, 1995; Ganzhorn *et al.*, 1997; Thomas, 1991). In some cases, behavioral or demographic responses may be directly due to features of the altered habitats, e.g.,

changes in forest physiognomy, or productivity of food resources; in other cases the responses may be effects of concomitant changes in predation pressure or dispersal opportunities (Chapman *et al.*, 2000; Cowlishaw & Dunbar, 2000; Fimbel, 1994; Ganzhorn, 1995; Ganzhorn *et al.*, 1997; Thomas, 1991).

Research on patterns of habitat use related to "natural" disturbance regimes and heterogenous forest habitats demonstrates some primates tolerate or prefer preclimax forest vegetation. For example, based on the frequency with which *Cercopithecus ascanius* was observed in treefall gaps, Thomas (1991) suggested it may visit treefalls in search of arthropod prey according to a "trap-line" foraging pattern. As a clade, callitrichids are characterized as primates frequenting secondary, disturbed, and edge forest, exhibiting locomotor and dietary adaptations related to use of these habitats (reviewed in Sussman & Kinzey, 1984).

Research on responses to anthropogenic disturbances also illustrates interspecific differences in tolerance for disturbed and fragmented habitats. For example, lower abundances of several cercopithecoid species in parts of Kibale Forest, Uganda are attributed to the previous logging activities. Populations of *Procolobus tephrosceles* may have declined due to a reduction in habitat quality from the perspective of these taxa – perhaps resulting from lost plant food resources (Chapman *et al.*, 2000). In contrast, group densities of *Colobus guereza*, a folivorous species apparently well adapted to gallery and dry forests (Fashing, 2001; Thomas, 1991), at these same sites in Kibale were highest in the logged areas (Chapman *et al.*, 2000). In the Neotropics, the woolly monkey, *Lagothrix*, a large bodied frugivore that appears to prefer higher quality, diverse, primary forest may be sensitive to habitat disturbance and fragmentation; populations are heavily impacted by human incursion into their habitats – although, it is not always clear how much of the impact is due directly to changes in habitats compared to accompanying hunting pressure (Defler, 1996; Di Fiore, 2003; Iwanaga & Ferrari, 2002; Palacios & Peres, 2004; Peres, 1991). In contrast, species of *Alouatta* apparently tolerate a wider range of habitats than most other Neotropical primates, and are often found in small forest fragments in many areas throughout Central and South America in which other primates are absent (Crockett, 1998; Lopes & Ferrari, 2000). Surveys suggest that some frugivorous and folivorous lemurs, including *Microcebus*, *Phaner*, and *Propithecus*, may utilize moderately

disturbed or edge habitats for the increased productivity of trees in these areas. In these cases, increases in local lemur abundances in disturbed areas may reflect short-term changes in ranging patterns as species take advantage of this increased productivity, rather than increases in population sizes or densities (Ganzhorn, 1995).

Thus, while some species suffer obvious negative impacts in the short term from certain types of habitat disturbance and fragmentation, others appear to benefit. However, the long term consequences of anthropogenic disturbances (such as selective logging, harvesting natural forest products, intrusion of domestic animals into forests, increased incidence of fire, pollution, and fragmentation) for tolerant primates are unclear. The effects of overall reduced population sizes, increased population densities, limited dispersal opportunities, and impacts on community-level interactions are not easily evaluated in the short or mid-term (Cowlishaw & Dunbar, 2000; Terborgh, 1992).

Callimico goeldii, the Goeldi's monkey, or callimico is considered "Near Threatened" by the IUCN. It has a broad geographic distribution (Figure 1), occurring in parts of northwestern Brazil, northern Bolivia, southeastern Peru, and southern Colombia (Ferrari *et al.*, 1999; Hershkovitz, 1977). However, within this broad geographic area, its occurrence is patchy, and where it is present, it exists at low population densities (Buchanan-Smith *et al.*, 2000; Christen, 1999; Christen & Geissmann, 1994; Izawa, 1979; Izawa & Yoneda, 1981; Pook & Pook, 1981; Porter, 2000). Estimated densities of *C. goeldii* range from a quarter to one-twentieth that of densities of sympatric tamarins (Table 1: Izawa & Yoneda, 1981; Pook & Pook, 1981, 1982; Porter, 2000). Home ranges among callimico groups reportedly do not overlap at some sites, with groups separated by as much as several kilometers (Izawa, 1979; Pook & Pook, 1981), which contrasts with sympatric tamarins which are reported to have contiguous ranges or range overlap among neighboring groups (Buchanan-Smith, 1990; Porter, 2000; Yoneda, 1984). However, studies reporting no home range overlap among groups of *C. goeldii* were of shorter duration (six months or less). Thus, it is possible that callimicos may have had contiguous home ranges, but neighboring groups were not observed because of the rarity of intergroup encounters. The behavior of *C. goeldii* is a complicating factor in assessing its population status; it is cryptic, and may not be easily observed during surveys (Christen & Geissmann, 1994; Pook & Pook, 1981). Unlike unhabituated tamarins

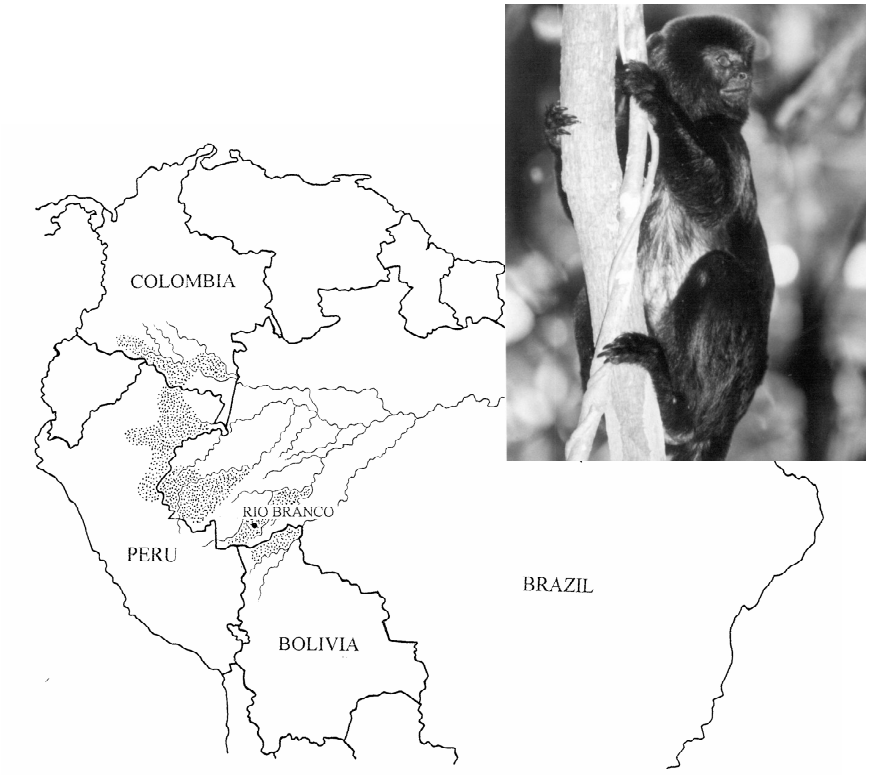


Figure 1. Distribution of *C. goeldii* in parts of Brazil, Bolivia, Peru and Colombia; areas of occurrence are stippled.
Inset: *Callimico goeldii* at the FEC. Photo by D. Tab Rasmussen.

which frequently alarm call at the sight of humans, *C. goeldii* may simply move low in the forest and silently flee.

In light of the conservation status of *C. goeldii*, additional information on the factors that influence the patchy occurrence and low density of this species is needed. Such data are important in guiding conservation and management strategies for sites containing *C. goeldii*, to prevent the decline of this species in areas where it currently exists. Data on group densities of *C. goeldii*, and sympatric *S. labiatus* and *S. fuscicollis* were collected during a study on mixed

species groups of these taxa in a forest fragment in Acre, Brazil. In this paper, I discuss the possible effects of habitat disturbance, both natural and anthropogenic, on *C. goeldii* by examining the relationship between group density and habitat features at this site. Previous work on the ranging patterns (Rehg, in press) and habitat preferences (Rehg, 2005) are discussed in relationship to density estimates.

Table 1. Group densities (groups/km^2), group size (# individuals) and range size (hectares) for sympatric *C. goeldii*, *S. fuscicollis,* and *S. labiatus* from published literature.

Source	Location	Taxon	Group density	Group size[a]	Range size
Izawa & Yoneda (1979)	Pando, Bolivia	*C. goeldii*	0.29	9	~ 40
		S. fuscicollis	4.4	avg. 5	~ 30-40
		S. labiatus	5.9	avg. 5	~ 30-40
Pook & Pook (1982)	Pando, Bolivia	*C. goeldii*	0.25	8	30-35
		S. fuscicollis	3.5-5.5[b]	9	30-35
		S. labiatus	3.5-5.5[b]	5	30-35
Porter (2000)	Pando, Bolivia	*C. goeldii*	0.6	2-7	150
		S. fuscicollis	4[b]	5-10	~ 30
		S. labiatus	4[b]	4-10	~ 30
Rehg (this study)	Acre, Brazil	*C. goeldii*	0.8-1.2	7-12	59
		S. fuscicollis	1.4-2.1	6-10	56
		S. labiatus	1.4-2.1	4-11	56

[a] Group sizes are counts for main study groups only, not counts for multiple groups of each taxon, except for values for *S. labiatus* and *S. fuscicollis* provided in Izawa & Yoneda (1981).

[b] Group density estimates are apparently for both species of *Saguinus* combined.

MATERIAL AND METHODS

Study site

Data were collected over 18 months during study periods between April 1999 and August 2003 at the Fazenda Experimental Catuaba (FEC). The FEC is an 820 ha reserve managed by the Universidade Federal do Acre-UFAC, located in northwest Brazil (10°04'S, 67°36'W), about 25 km from Rio Branco, Acre. This region of Brazil receives an average of 2000 mm of rain annually, 40% of which falls during the wet season from January to March. There is also a marked dry season from June to August (IMAC, 1991). The southeastern region of Acre has been compared to drier forests south of the Amazon basin with regards to soil quality and certain floral characteristics (Daly & Silveira, 2003).

The FEC was previously an extractive reserve inhabited by *serengeiros* ("rubber tappers"), and the local rarity or absence of some taxa (e.g., *Alouatta seniculus*), is likely due to hunting (A.M. Calouro, unpublished data). At the time of this study, two families, totaling at least nine permanent residents with additional visiting relatives, lived in the reserve working partly as caretakers and guards. The cleared land and houses used by the families occupied an estimated 15 to 20 ha of the FEC. Although no hunting, fishing, or collecting of plants is permitted by the public, the resident families conduct these activities throughout the site and poaching by neighboring farmers and ranchers is apparently extensive. The FEC is surrounded by private land, much of which has been clear-cut for pasture, and logging continues around the reserve periphery as well as in adjacent areas of forest. These activities external to the reserve still impact it, as water is polluted by agricultural practices upstream, and cattle intrude into the forest. Thus, the FEC is a relatively heavily-impacted area that is becoming more isolated.

The entire study site is *terra firme* forest of various stages of succession, including primary and secondary forest, stands of two types of bamboo, locally known as taboca (*Guadua* sp.), and taquari (*Ichnanthus breviscobs*), and several narrow streams. The overall appearance of the FEC closely resembles the characteristic habitat of *C. goeldii* as reported elsewhere (Izawa, 1979; Pook & Pook, 1981): "mixed level forest, with discontinuous canopy cover, well-developed undergrowth and frequent stands of dense bamboo, usually set among

rolling hills, away from the flood plains of any large rivers" (Pook and Pook, 1981, p. 308).

Primates at the FEC include *Callimico goeldii*, *Saguinus labiatus*, *Saguinus fuscicollis*, *Saimiri boliviensis*, *Cebus albifrons*, *Cebus apella*, *Callicebus cupreus*, *Pithecia irrorata*, and *Aotus nigriceps*.

Population density and ranging

Mapped trails within a 330 ha region of the study site were monitored 6-24 days per month for callitrichids. The trails were not monitored on a systematic schedule according to methods for line transect surveys. These data were collected during a study on mixed species groups that focused on a single habituated group of *C. goeldii*, *S. labiatus*, *S. fuscicollis* ("Stream Group"); thus, on the majority of research days this primary study group was followed, and trails outside the group's home range were not monitored. At every observation of a primate, the following data were collected: the primate species, the location relative to the mapped trail system, number of individuals observed, and the identity of the group when possible. Additional data on ranging and habitat use were collected on the primary study group.

Identification of groups of callitrichids was based on several criteria. These included the location and timing of sightings, the size of the group and the presence of infants, and the response of the group to the observer. More than one group of the same callitrichid species (*Saguinus* or *Callimico*) was contacted in separate areas on 32 days, indicating contact with distinct groups. In cases of suspected range overlap among groups and when other criteria were considered insufficient, group identification during specific sightings was noted as uncertain (N=11 sightings of *C. goeldii*).

Population density was estimated using methods based on the home range size and overlap method (Fashing & Cords, 2000). The extent that callitrichid groups were encountered and followed is believed to provide an accurate count of the number of groups inhabiting the main study area. However, only partial home range areas for unhabituated groups are known, complicating precise calculation of group density. Thus, density was calculated in three different ways: (a) number of groups/estimated exclusive range requirements for all groups; (b) number of groups/330 ha monitored main study area; (c) number of groups/500 ha area of a convex

polygon around the most external points of the trail system. Densities are reported as group densities due to inconclusive counts of group sizes.

For the first method, estimated range requirements for all groups are based on the home range size of Stream Group. By the end of the 2002 study period Stream Group was observed to have used an area totaling 48 ha, and by the end of the 2003 study period the known home range of Stream Group *C. goeldii* had increased to 59 ha (Rehg, in press). Approximately 2 ha of this range was known to overlap the range of a neighboring group of *C. goeldii*. Thus, the area of exclusive use for Stream Group *C. goeldii* was calculated to be 57 ha; this value was used to estimate the range requirements for groups of *C. goeldii* throughout the study area.

Habitat

The forest was categorized into eight general qualitative types based on canopy density, understory ground cover, presence of bamboo, proximity to water, and the size of mature trees or presence of recognizable signature plant species (Table 2). Assignment of habitat categories was based on qualitative assessment of different regions of the forest based on the classification criteria. The location and size of regions of these habitat types within the home range of Stream Group through the 2002 study period were determined based on notes made using the mapped trail points as guidelines, similar to a method used by Ramirez (1989). Specifically, the types of habitats present at different points along marked trails were recorded in the field. Special notice was taken to describe areas of treefalls or disturbances, and whenever a relatively sharp border differentiated one forest type from another. In this way, data on the intersection of patches or areas of different qualitatively defined habitats with the trail system were collected.

The location and extent of these habitats were reconstructed on a computer-generated map using an autocad-style program (Autosketch version 6.0). A minimum convex polygon method was used to connect points of intersection of the borders of patches of different habitats with the mapped trail system, and define areas of habitat types. For each habitat type, the area of all irregular convex polygons of that habitat were summed together to calculate the total area composed of that habitat. This was divided by the home range area to provide the

Table 2. Habitat types at the FEC and criteria used to classify types.

Habitat type	Criteria
Primary thick	forest with relatively closed canopy, no bamboo, but with dense understory of herbaceous or woody plants or vine tangles
Secondary	forest with canopy relatively open and discontinuous, trees may be of shorter stature than in primary forest (characteristic species, e.g. *Cecropia* sp.), understory relatively dense in herbaceous plants
Secondary bamboo	a mix of secondary forest with patchy canopy cover and undergrowth dominated by taboca and taquari bamboo
Taboca	areas in which 50% or more of ground cover is taboca type bamboo, few trees are present and there is patchy canopy cover, taquari bamboo may also be present
Disturbed primary	remains of primary forest, sometimes with very open or patchy canopy (often a result of an old treefall) that has a very dense understory that may contain vine tangles, thick herbaceous plants, and patches of taquari bamboo
Disturbed bamboo	vegetation in open areas with little or no canopy cover which is a mix of disturbed vegetation such as vine tangles and taquari and taboca bamboo
Treefall	areas of a recent treefall characterized by the fallen tree and scattered branches and lianas, and a gap in the canopy
Swamp	flat area within 50 m of a stream which is inundated seasonally or year round

proportion of the home range composed of each habitat. There was no attempt to exhaustively locate the occurrence of all habitat types, and the location and extent of habitats were not directly measured in the field.

Although there is clearly error associated with measuring habitat availability in this way, other frequently used methods are not necessarily more precise or accurate. For example, quadrats in a study area may be assigned to a particular habitat type or vegetation category based on the dominant habitat within that quadrat; the entire area of that quadrat is then allocated to that habitat type in calculating availability (Dietz *et al.*, 1997). Alternately, habitat availability may be sampled along a transect or in randomly selected quadrats (Castro, 1991; Hanson, 2000; Norconk, 1986). Whether these different methods are readily comparable among studies has yet to be demonstrated.

The location and size of treefalls were also recorded whenever they were encountered. The boundaries of treefalls were determined by a qualitative assessment of obvious physical damage of vegetation at the level of the ground and forest understory. The location of treefalls relative to mapped trail markers, or points at which the treefalls intersected trails were recorded. These data were used to plot the location of the treefalls on the Autosketch map, as was done with habitat areas. Some larger treefalls intersected multiple mapped points, thus allowing several different points to be plotted for a treefall, providing an estimate of its size. The size of smaller branchfall or treefalls (approximately 25 m or less in length and width) was visually estimated. Ellipses with the estimated size dimensions of the branchfalls or treefalls were drawn on the Autosketch map. As with the detection of different habitat areas, there was no systematic attempt to locate all treefalls within the study area, thus the number recorded is a minimum. The treefalls that were recorded were more recent in that the fallen tree was still evident. Older gaps in more advanced stages of succession without an obvious fallen tree would have been classified as disturbed habitat. Thus, treefalls may be viewed as subset of disturbed habitat likely more recent in nature and with dead wood as a notably available substrate within the disturbed vegetation. No attempt was made to date the treefalls; with the exception of those new treefalls noted between the 2002 and 2003 study season, the age of treefall gaps were not known. In addition, there are a variety of methods for measuring the effective size of treefall gaps, which may produce substantially different results as to the area impacted by treefall and turnover rates (Popma *et al.*, 1988). The estimated area affected by treefalls should be interpreted

keeping in mind the imprecision of these data and possible effects of methodology.

In order to evaluate the heterogeneity of habitats within the home range of Stream Group, a 50 m x 50 m grid was overlaid on the map of Stream Group's range. A simple measure of heterogeneity was devised: the number of types of habitats recorded in each 2500 m^2 quadrat was calculated (data were only available on habitat availability for the home range area recorded through the 2002 study period). The number of quadrats containing a treefall were also counted. Previous analyses of habitat use and ranging by *C. goeldii*, *S. labiatus*, and *S. fuscicollis* are presented in Rehg (2005, in press). These data will be discussed as relevant.

RESULTS

Population density

A single group of *C. goeldii* was observed on 90 days (with or without associated tamarins); more than one group of *C. goeldii* was observed on 10 days (with or without tamarins). There were 91 observations of callitrichid groups aside from the main study group, 34 of which were of callimico alone or in mixed species groups (Table 3). Based on the location and timing of sightings, and group identifications, there are a minimum of four groups of *C. goeldii*, and perhaps five, residing in the main study area at the FEC (either partly or completely), including Stream Group. The estimated group density of *C. goeldii* calculated according to the first estimation method (number of groups/estimated range requirements) is 1.8 groups/km^2; estimated density calculated according to the second method (number of groups/330 ha main study area) is 1.2 groups/km^2; and estimated density calculated according to the third method (number of groups/500 ha area encircling the trail system) is 0.8 groups/km^2. For comparison, the estimated densities of each species of tamarin at the FEC by the first, second, and third methods are 2.1 groups/km^2, 1.9 groups/km^2, and 1.4 groups/km^2, respectively. Group densities were identical for the two tamarin species because there were equal numbers of groups of each species in the surveyed area. Groups of *S. fuscicollis* and *S. labiatus* were always mixed species groups, with the exception of one lone group of *S. fuscicollis* and one lone group of

Table 3. Number of days callitrichid groups aside from the main study group were observed.

Group	Species	Days observed*
Road	*C. goeldii*	15
	S. fuscicollis	22
	S. labiatus	19
Distant Road	*C. goeldii*	4
	S. fuscicollis	5
	S. labiatus	4
North	*S. fuscicollis*	3
	S. labiatus	3
South	*C. goeldii*	3
	S. fuscicollis	7
	S. labiatus	5
1	*C. goeldii*	5
	S. fuscicollis	11
	S. labiatus	13
2	*S. fuscicollis*	4
	S. labiatus	3
3	*S. fuscicollis*	3
Z	*S. labiatus*	5

*Excludes sightings of groups of unknown identification. In many cases species were observed in mixed-species groups. Thus, the values in this column are not equivalent to the total number of separate sighting events for each group.

S. labiatus (at opposite ends of the study area). All groups of *C. goeldii* were observed on several occasions in mixed species groups with tamarins; although not all tamarin groups were observed with callimicos.

Habitat

C. goeldii was observed in all habitats. Primary forest composed 36% of Stream Group's home range through 2002, and 44% was composed of secondary bamboo, taboca, and disturbed bamboo combined (Table 4). The habitat composition of the additional 11 ha of Stream Group's range in 2003 has not yet been quantified. Through 2002, a minimum of 6% of Stream Group's range was composed of treefall gaps and notably damaged vegetation resulting from the treefall, and 34 treefalls were recorded in this area. Between the 2002 and 2003 study period, 14 new treefall events were noted, affecting an area estimated at nearly one hectare of the 59 ha home range (less than 2%) of Stream Group *C. goeldii*.

Visual inspection of the distribution of various habitats throughout Stream Group's range suggests a patchy, heterogeneous forest structure (Figure 2). Of 215 quadrats (each 50 m x 50 m) within Stream Group's home range through 2002, for which data on habitat availability were collected, 54% included two types of habitat and 11% included three types of habitat (not including treefalls). Of these 215 quadrats, 41% included treefalls (based on the criteria of treefall boundaries).

Table 4. Area of different habitat types (m^2), proportion of home range and overall use by *C. goeldii* (N=2587 records) (data from Rehg, 2005).

Habitat type	Area	Proportion HR	Use by *C. goeldii*
Primary thick forest	174531	0.36	0.34
Secondary	14677	0.03	0.04
Secondary bamboo	109235	0.23	0.26
Taboca	53987	0.11	0.07
Disturbed primary	26197	0.06	0.09
Disturbed bamboo	49633	0.10	0.11
Treefalls	26355	0.06	0.07
Stream edge/swamp	25385	0.05	0.03

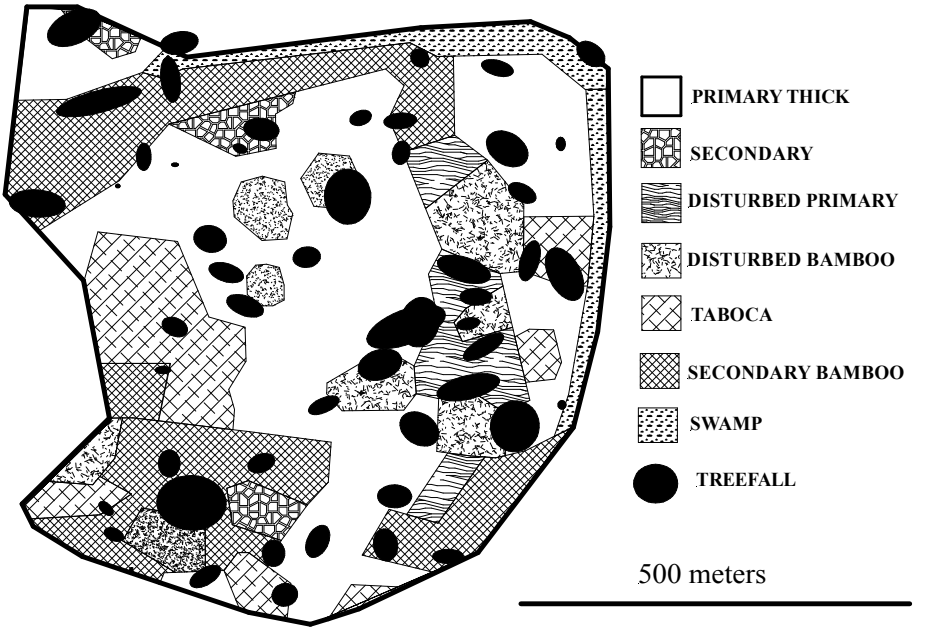


Figure 2. Habitats within Stream Group's range, with a notable heterogenous forest structure.

DISCUSSION

While the methods of estimating population density used here are not as common as linear transect surveys, all the assumptions underlying appropriate use of line transect surveys to estimate population densities are not likely to be met for certain taxa (Fashing & Cords, 2000; Sorensen & Fedigan, 2000; Stoner, 1994; Whitesides *et al.*, 1988). Features of the surveyed animals (e.g., detectability, group spread), as well as visibility in different habitats, will influence survey results. Fashing & Cords (2000) report that linear transect surveys may under or overestimate primate densities by more than 100%, depending on the analytical method used. For example, techniques that do not take into account group spread of a species will tend to overestimate densities for primates with larger group spreads

relative to those with smaller spreads (Fashing & Cords, 2000). Generally, long-term data on home range size and overlap for multiple groups at a site are the most preferred means for assessing density when there are sufficient resources and time to obtain these data (Fashing & Cords, 2000; NRC, 1981). However, Fashing & Cords (2000) warn that density estimates may be inaccurate if based on the home range of only a single group due to variation in conspecific ranging patterns of groups at the same site.

Unhabituated *C. goeldii* often display cryptic responses to human observers, which may confound accurate calculation of reliable detection distances in line transect surveys. If the cryptic nature of *C. goeldii* does make it more difficult to observe during line transect surveys, it is possible that densities based on these methods are underestimating callimico density. While use of a home-range based method would be one way to address this concern, sufficient data are needed to use this method reliably as well. Only partial range sizes are known for most groups of *C. goeldii* at the FEC. Although the actual count of groups occupying the main study area is judged to be accurate, the lack of data on the long term ranging patterns of multiple groups at the FEC should be considered when interpreting the results.

Three different methods were used to calculate population density of *C. goeldii* at the FEC, resulting in three estimates (0.8, 1.2 and 1.8 groups/km^2), based on different computations of the surveyed area. The first method, producing a density of 1.8 groups/km^2, may overestimate density of *C. goeldii* because it assumes contiguous 57 ha ranges for groups of *C. goeldii*. While it is certain that Stream Group's range abuts and slightly overlaps that of at least one neighboring group, it is unknown if a similar pattern holds for other groups. Additional data indicate that the home range of Stream Group *C. goeldii* may have also overlapped that of another group to the west at one point (Rehg, in press). Over the course of 420 hours of observation on the main study group, intergroup encounters involving Stream Group *C. goeldii* were observed on five occasions in the southeast corner of Stream Group's range (Rehg, 2003, in press). However, in other parts of the main study area, no intergroup encounters among any groups of *C. goeldii* were observed. In contrast, the third method, producing a density of 0.8 groups/km^2, may underestimate density of *C. goeldii* by including several hundred hectares of completely unmonitored forest without any mapped trails; this estimate, however, is closest to that reported by Porter (2000).

The estimate produced by the second method of 1.2 groups/km^2 is based on a more accurate measure of the forest area that would have been monitored on a regular basis. Additional research to determine the complete home ranges of other groups will be needed to provide a more precise evaluation of population density.

At the FEC, as at other sites, the density of *C. goeldii* appears to be notably lower than that of sympatric tamarins (Table 1). At sites in the Pando, Bolivia combined density for *S. labiatus* and *S. fuscicollis* was estimated at 4 tamarin groups/km^2 (Porter, 2000), and 3.5-5.5 tamarin groups/km^2 (Pook & Pook, 1981). In contrast, Porter (2000) reported callimico densities of 0.6 groups/km^2, and Pook and Pook (1981) reported callimico densities of just 0.25 groups/km^2. Estimated group densities at the FEC (2.8-4.2 tamarin groups/km^2) for *Saguinus* are comparable to, or a bit lower than, the reported values for tamarins in the Pando. This would suggest that the higher densities of *C. goeldii* at the FEC may not just be a product of the estimation method, which was used for all callitrichids. That is, even if there is error in the methods employed in this study to estimate density, *Saguinus* and *C. goeldii* do not display the same trends.

Given the disparity among density estimates produced by linear transect survey methods and from the home range size and overlap method (Fashing & Cords, 2000), estimates from different studies employing different methods are not directly comparable. If the higher population density estimate of *C. goeldii* at the FEC is the most accurate, then factors leading to higher density of this species at the FEC compared to other sites are not similarly affecting tamarins at the FEC compared to other sites.

Interspecific variation in group densities, as well as intraspecific variation in group densities among sites, may not parallel differences in population densities. Differences among taxa in species-typical group sizes may result in two species with different mean group sizes having different group densities but equivalent population densities (or vice versa). In addition, research has demonstrated that intra-specific grouping patterns may vary based on environmental factors (including habitat fragmentation); the relationship between population densities and group densities for conspecific populations at different sites or at different times may not be the same (as briefly reviewed in Chapman *et al.*, 2000). As indicated in Table 1, the range in size for groups of *Callimico* and *Saguinus* of studies in the Pando, Bolivia (Izawa & Yoneda, 1981; Pook & Pook, 1981; Porter, 2000), and this

study are comparable. Reported group sizes for *C. goeldii* in the field range from three to twelve individuals (including adults and nonadults) (summarized in Porter, 2001b). Counts of unhabituated callimico groups at the FEC range from three to five individuals; however, in these cases complete counts under good conditions were not possible, and these are only the minimum number of individuals clearly viewed (in many cases vocalizations and movement in the vegetation suggested additional animals were present).

Differences in home range sizes of *C. goeldii* also exist among sites. At one site, a group of *C. goeldii* was estimated to use 30-35 ha during a three month period, but it was guessed that home range size was more like 50-60 ha (Pook & Pook, 1981). However, Porter (2000) documented a 150 ha home range for a single group over a year and a half study. Ranging is presumably tied to resource availability, and both ranging and resource availability are linked to population density in potentially complex ways. Comparisons among sites in the plant and animal communities, including structural properties of the forests and taxonomic composition, are needed to better understand variables influencing ranging, resource use, and population density of *C. goeldii*.

What factors might influence variation in the group density of *C. goeldii* among sites, and how do the possible higher estimates at the FEC relate to its small size as a forest fragment and its increasing isolation? Suggested factors related to higher animal population densities in forest fragments include temporary "crowding effects" due to loss of suitable habitat outside the fragment (Hagan *et al.*, 1996), and loss of predators which regulate prey populations resulting in less restricted population growth (Turner, 1996). "Crowding effects" have been demonstrated for birds as individuals displaced by habitat loss moved into nearby intact or less disturbed areas (Bierregaard & Lovejoy, 1989; Hagan *et al.*, 1996). In Amazonian fragments, these temporary density increases among birds were soon followed by declines to levels below pre-disturbance densities (Bierregaard & Lovejoy, 1989). This suggests higher densities were a short term response to habitat loss as individuals struggled to find suitable habitat and relocate, but these inflated densities were unstable and did not have positive implications for populations in the long-term (Bierregaard & Lovejoy, 1989; Hagan *et al.*, 1996). A crowding effect has been reported for *Alouatta pigra* in forest fragments in Mexico and Belize, in which population densities may be over ten times

greater than in better-preserved areas (Estrada *et al.*, 2002, 2004; Ostro *et al.*, 1999). In Belize, higher population densities were also correlated with smaller home range areas for howling monkey groups at two different study sites (Ostro *et al*., 1999).

At the FEC and surrounding areas, hunting, forest fragmentation, and habitat degradation may have had a negative effect on the presence of certain predators. Potential predators on callitrichids still resident at the FEC, or as visitors, include at least four terrestrial carnivorans *Speothos venaticus* (bush dog), *Nasua nasua* (coati), *Eira barbara* (tayra), and *Puma concolor* (puma); at least five avian predators *Accipiter bicolor* (bicolored hawk), *Asturina nitida*, *Buteo magnirostris* (roadside hawk) and *Morphnus guianensis* (crested eagle), *Lophostrix cristata* (crested owl); and snakes, including a large constrictor and vipers. These animals are known predators of callitrichids or other primates, or are suspected as callitrichid predators based on their behavior and the monkeys' reactions to them (Hart, 2000; Heymann, 1988, 1990; Peres, 1993; Terborgh, 1983; Windfelder, 1997). There are no published data on primate or predator densities in this area before the FEC was an extractive reserve, or before UFAC took control of the site. In addition, predator populations were not surveyed in this study, and so the impact on possible reduced predator populations cannot be directly assessed.

However, it might be expected that if reduced predation pressure were affecting *C. goeldii*, they would similarly impact populations of *Saguinus*. For example, the tamarins and callimicos live in groups of similar sizes and are similar in body size (Pook & Pook, 1981; Porter, 2000, 2001b; Rehg, 2003), so presumably they would be subject to similar predation risks. However, differences in vertical stratification in the forest canopy among the three species might result in different rates of exposure to different predators, and the more cryptic behavior of *C. goeldii* compared to the tamarins may also affect its predation risk. As *Saguinus* at the FEC was found at densities comparable to other sites, this suggests that higher densities of *C. goeldii* at the FEC may have another cause.

Habitats within the home range of the main study group at the FEC appear heterogenous in distribution; callimicos would be able to remain in a relatively small area (2500 m^2) and encounter multiple habitat types in most cases. Previous analyses on Stream Group at the FEC indicate that the use of habitats by *C. goeldii* over the course of the entire study could not be significantly distinguished from patterns

of use that would be expected based on habitat availability (Rehg, 2005). However, comparisons of habitat use in the wet and dry seasons indicated significant seasonal differences (Rehg, 2005). In the dry season, *C. goeldii* was more frequently observed in swamp, taboca, and treefall habitats than during the wet season. Greater use of these habitats by *C. goeldii* in the dry season was related to a greater time spent foraging and feeding on fungus in that season, when fruits may be less available (Rehg, 2003, 2005). At the FEC, most of the fungus consumed by *C. goeldii* was of the genus *Auricularia*, which grows on decaying wood, and most of the fungus-feeding sites visited by *C. goeldii* were treefalls of varying ages (Rehg, 2003). Behavioral data also indicate that *C. goeldii* used treefalls as a foraging microhabitat for insects, and during day-time rest periods *C. goeldii* frequently rested on or within the treefalls (Rehg, 2003). Analyses of ranging patterns indicated that the presence of a treefall in a quadrat of Stream Group's home range was significantly correlated with the amount of time *C. goeldii* was observed in a quadrat (Rehg, in press). That all habitats were utilized by *C. goeldii* suggests that habitat diversity itself is likely an important resource for this species. Moreover, disturbed habitats, treefalls, and bamboo may be additionally important at certain times of year in providing critical alternative or 'keystone' resources.

Previous research on *C. goeldii* in the Pando also supports this interpretation. Porter (2000) found that *C. goeldii* used all types of available habitats, but spent more time in bamboo and stream edge habitats than sympatric *Saguinus*. In addition, use of these habitats was more frequent during the dry season when *C. goeldii* was feeding more intensively on fungus than during the wet season when fruit composed a larger proportion of its diet (Porter, 2000, 2001a). Estimates of habitat availability at the FEC and Porter's site in the Pando differ notably; however. A sampled region of the home range of Porter's (2000) main callimico study group was composed of a much greater proportion of primary forest than the FEC (69% compared to 36%), and much lower proportions of bamboo (7% compared to 11%) and secondary forest (14% compared to 26%). Comparisons should be made cautiously as the same habitat categories and methods for evaluating habitat availability were not used at both sites.

A number of the treefalls at the FEC were extensive, with large gaps and hundreds of square meters of disturbed vegetation. The

factors that can lead to tree mortality and subsequent treefalls are many, and include biological pathogens, lightning, wind exposure, and lack of structural support related to soil conditions and terrestrial slope (Ferreira & Laurance, 1997; Gale & Barfod, 1999; Lieberman *et al.*, 1985; Poorter *et al.*, 1994). From a botanical survey conducted in the Pando of Bolivia, Alverson *et al.* (2000) report a high abundance of trees of the genus *Tachigali*, which are monocarps that are important in the continual formation of forest gaps due to treefalls. The southeastern region of Acre (of the Rio Purus drainage) is climatologically and vegetatively similar to the neighboring Pando of Bolivia (Daly & Silveira, 2003). Subjectively, trees of *Tachigali* appear to be common at the FEC; however, taxonomic analyses of the species involved in treefalls at the FEC are necessary to determine how much die-off of these trees may be contributing to these events.

Some studies of forest gap dynamics suggest that smaller forest fragments, with increased edge-interior ratios may be subject to higher turnover rates, that is, tree mortality and gap formation (Didham & Lawton, 1999; Ferreira & Laurance, 1997; Laurance *et al.*, 1998; Lovejoy *et al.*, 1986). An area of vegetation estimated at less than 2% of the Stream Group's home range was affected by treefalls over a the course of a year. The significance of this degree of disturbance would depend on whether this is typical for the site, as well as the time necessary for regeneration. Reported disturbance and turnover rates, as well as areas composed of canopy gaps for Neotropical forests range from less than 1% to over 6% (van der Meer & Bongers, 1996; Yavitt *et al.*, 1995). The method of measuring turnover rates (e.g., tree mortality or gap formation) has a profound impact on estimates, and even without these methodological concerns, rates may vary substantially from year to year for a given forest (Laurance *et al.* 1998; Popma *et al.*, 1988; Uhl *et al.*, 1988; van der Meer & Bongers, 1996).

The FEC is becoming an increasingly isolated island of forest. Because of this range of reported turnover rates, it is difficult to assess whether treefalls at the FEC are more frequent than what should be expected in larger, continuous tracts of forest in this region of Amazonia. Past use of the FEC as an extractive reserve, including selective logging activities, may also have produced greater habitat heterogeneity. Thus, long-term, systematic data collection at the FEC will be needed to evaluate the possible influence of disturbance regimes and forest succession, and the impact of anthropogenic

disturbances on *C. goeldii*. If a certain level of habitat heterogeneity is beneficial in providing critical resources for *C. goeldii*, it may be that callimicos are relatively tolerant of some types of human disturbance that mimic natural disturbance regimes.

However, a word of caution is critical here: levels of direct human disturbance *within* the FEC may be lower than in the past when it was an extractive reserve, or at the least, may not be much different (despite the fact that outside the reserve, deforestation is progressing). Since we have no data on population densities prior to this time period, we cannot know whether populations of *C. goeldii* at the FEC have been increasing, stable, or decreasing over a short term of a few decades or a longer term of many. Perhaps more importantly, substantial lags may exist between the time at which disturbances, fragmentation, and habitat loss occur, and the negative consequences for animal populations, including primates (Brooks *et al.*, 1999; Chapman *et al.*, 2000; Cowlishaw & Dunbar, 2000; Terborgh, 1992). For example, Chapman *et al.* (2000) report continually declining populations of two guenons, *Cercopithecus ascanius* and *C. mitis*, in heavily-logged areas of Kibale National Forest, Uganda nearly 30 years after the logging. So, we may be looking at densities which more accurately reflect conditions of the past. Moreover, the plant and animal communities of forest fragments may not be as stable in the longer term as larger, more continuous forests (Laurance *et al.*, 1998), so even if conditions for *C. goeldii* are favorable now, these conditions may not persist. It is unclear how increasing isolation of the FEC will affect its habitats, or populations of *C. goeldii*.

ACKNOWLEDGMENTS

I wish to thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) and the Universidade Federal do Acre (UFAC) for granting me permission to conduct the research and to work at the Fazenda Experimental Catuaba. Thank you to all the researchers, administrators, and technicians of the Universidade Federal do Acre and the Herbário do Parque Zoobotânico for their help and friendship, and in particular, Marco Antônio de Oliveira, Armando Muniz Calouro, and Maria Aparecida de Oliveira Azevedo Lopes. I also thank Júlio César Bicca-Marques for the opportunity to

present this research, and for all his work for the SBPr. This research was funded in part by the Graduate College of the University of Illinois.

BIBLIOGRAPHY

Alverson, W., Moskovitz, D. & Shopland, J.S. (2000) *Rapid Assessment of Biodiversity Report: Northwestern Pando, Bolivia*. Chicago Field Museum, Chicago.

Bierregaard, R.O., Jr. & Lovejoy, T.E. (1989) Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19:225-241.

Brooks, T.M., Pimm, S.L. & Oyugi, J.O. (1999) Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13:1140-1150.

Buchanan-Smith, H. (1990) Polyspecific association of two tamarin species, *Saguinus labiatus* and *Saguinus fuscicollis*, in Bolivia. *American Journal Primatology* 22:205-214.

Buchanan-Smith, H.M., Hardie, S.M., Caceres, C. & Prescott, M.J. (2000) Distribution and forest utilization of *Saguinus* and other primates of the Pando Department, Northern Bolivia. *International Journal of Primatology* 13:51-72.

Castro, N.R.C. (1991) Behavioral ecology of two coexisting tamarin species (*Saguinus fuscicollis nigrifrons* and *Saguinus mystax mystax*, Callitrichidae, Primates) in Amazonian Peru. PhD thesis, Washington University, St. Louis.

Chapman, C.A., Balcomb, S.R., Gillespie, T.R., Skorupa, J.P. & Struhsaker, T.T. (2000) Long-term effects of logging on African primate communities: a 28-year comparison from Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology* 14:207-217.

Christen, A. (1999) Survey of Goeldi's monkeys (*Callimico goeldii*) in northern Bolivia. *Folia Primatologica* 70:107-111.

Christen, A. & Geissmann, T. (1994) A primate survey in Northern Bolivia with special reference to Goeldi's monkey, *Callimico goeldii*. *International. Journal of Primatology* 15:239-274.

Clarke, M.G., Collins, D.A. & Zucker, E.L. (2002) Responses to deforestation in a group of mantled howlers (*Alouatta palliata*) in Costa Rica. *International Journal of Primatology* 23:365-381.

Cowlishaw, G. & Dunbar, R. (2000) *Primate Conservation Biology*. University of Chicago Press, Chicago.

Crockett, C.M. (1998) Conservation biology of the genus *Alouatta*. *International Journal of Primatology* 19:550-578.

Daly, D. & Silveira, M. (2003) Affinities of the Acre Flora: A First Analysis. Floristics and Economic Botany of Brazil. Available at http://www.nybg.org/bsci/acre/affinities.html (accessed October 25, 2003).

Defler, T.R. (1996) Aspects of the ranging pattern in a group of wild woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*). *American Journal of Primatology* 38:289-302.

Didham, R.K. & Lawton, J.H. (1999) Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forests fragments. *Biotropica* 31:17-30.

Dietz, J.M., Peres, C.A. & Pinder, L. (1997) Foraging ecology and use of space in wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 41:289-305.

Di Fiore, A. (2003) Ranging behavior and foraging ecology of woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha poeppigii*) in Yasuní National Park, Ecuador. *American Journal of Primatology* 59:47-66.

Estrada, A., Luecke, L., Van Belle, S., Barrueta, E. & Meda, M.R. (2004) Survey of black howler (*Alouatta pigra*) and spider (*Ateles geoffroyi*) monkeys in the Mayan sites of Calakmul and Yaxchilán, Mexico and Tikal, Guatemala. *Primates* 45:33-39.

Estrada, A., Mendoza, A., Castellanos, L., Pacheco, R., Van Belle, S., Garcia, Y. & Muñoz, D. (2002) Population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in a fragmented landscape in Palenque, Chiapas, Mexico. *American Journal of Primatology* 58:45-55.

Fashing, P.J. (2001) Feeding ecology of guerezas in the Kakamega Forest, Kenya. The importance of Moraceae fruit in their diet. *International Journal of Primatology* 22:579-609.

Fashing, P.J. & Cords, M. (2000) Diurnal primate densities and biomass in the Kakemega forest: an evaluation of census methods and a comparison with other forests. *American Journal of Primatology* 50:139-152.

Ferrari, S.F., Iwanaga, S., Ramos, E.M., Messias, M.R., Ramos, P.C.S. & Cruz Neto, E.H. (1999) Expansion of the known distribution of Goeldi's monkey (*Callimico goeldii*) in south-western Brazilian Amazonia. *Folia Primatologica* 70:112-116.

Ferreira, L.V. & Laurance, W.F. (1997) Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. *Conservation Biology* 11:797-801.

Fimbel, C. (1994) Ecological correlates of species success in modified habitats may be disturbance- and site-specific: the primates of Tiwai Island. *Conservation Biology* 8:106-113.

Gale, N. & Barfod, A.S. (1999) Canopy tree mode of death in a western Ecuadorian rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 15: 415-436.

Ganzhorn, J.U. (1995) Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and lemur populations. *Ecology* 76: 2084-2096.

Ganzhorn, J.U., Malcomber, S., Andrianantoanina, O. & Goodman, S.M. (1997) Habitat characteristics and lemur species richness in Madagascar. *Biotropica* 29:331-343.

Hagan, J.M., Haegen, W.M.V. & McKinley, P.S. (1996) The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology* 10:188-202.

Hanson, A.M. (2000) Habitat use in relation to diet, with particular emphasis on mycophagy, by *Callimico goeldii* in Pando, Bolivia. Masters thesis, State University of New York, Stony Brook.

Hart, D.L. (2000) Primates as prey: ecological, morphological, and behavioral relationships between primate species and their predators. PhD thesis, Washington University, St. Louis.

Hershkovitz, P. (1977) *Living New World Monkeys (Platyrrhini). Vol. 1*. University of Chicago Press, Chicago.

Heymann, E.W. (1988) A field observation of predation on a moustached tamarin (*Saguinus mystax*) by an anaconda. *International Journal of Primatology* 8:193-195.

Heymann, E.W. (1990) Reactions of wild tamarins, *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis* to avian predators. *International Journal of Primatology* 11:327-337.

IMAC – Núcleo de Cartografia (Rio Branco, AC). (1991) *Atlas Geográfico Ambiental do Acre*. Instituto do Meio Ambiente do Acre, Rio Branco.

Iwanaga, S. & Ferrari, S.F. (2002) Geographic distribution and abundance of woolly (*Lagothrix cana*) and spider (*Ateles chamek*) monkeys in southwestern Brazilian Amazonia. *American Journal of Primatology* 56:57-64.

Izawa, K. (1979) Studies on the peculiar distribution pattern of *Callimico*. *Kyoto University Overseas Research Reports* (1979):1-19.

Izawa, K. & Yoneda, M. (1981). Habitat utilization of nonhuman primates in a forest of the Western Pando, Bolivia. *Kyoto University Overseas Research Reports* (1981):13-22.

Johns, A.D. (1986) Effects of selective logging on the behavioral ecology of West Malaysian Primates. *Ecology* 67:684-694.

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M. & Laurance, S.G. (1998) Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032-2040.

Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R. & Hartshorn, G.S. (1985) Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 73:915-924.

Lopes M.A. & Ferrari, S.F. (2000) Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14:1658-1665.

Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, E.C., Harper, L.H., Brown, K.S., Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R. & Hays, M.B. (1986) Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: *Conservation Biology, the Science of Scarcity and Diversity* (M.E. Soule, ed.). Sinauer Associates, Sunderland, pp. 257-285.

Norconk, M.A. (1986) Interactions between primate species in a Neotropical forest: mixed-species troops of *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis* (Callitrichidae). PhD thesis, University of California, Los Angeles.

NRC (National Research Council) (1981) *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*. National Academy Press, Washington, D.C..

Ostro, L.E.T., Silver, S.C., Koontz, F.W., Young T.P. & Horwich R.H. (1999) Ranging behavior of translocated and established groups of black howling monkeys *Alouatta pigra* in Belize, Central America. *Biological Conservation* 87:181-190.

Palacios, E. & Peres, C.A. (2004) Primate population densities in three nutrient-poor Amazonian terra firme forests of southeastern Colombia. *Folia Primatologica* 76:135-145.

Pavelka, M.S.M., Brusselers, O.T., Nowak, D. & Behie, A.M. (2003). Population reduction and social disorganization in *Alouatta pigra*

following a hurricane. *International Journal of Primatology* 24: 1037-1055.

Peres, C.A. (1991) Humboldt's woolly monkeys decimated by hunting in Amazonia. *Oryx* 25:89-95.

Peres, C.A. (1993) Anti-predation benefits in a mixed-species group of Amazonian tamarins. *Folia Primatologica* 61:61-76.

Pook, A.G. & Pook, G. (1981) A field study of the socio-ecology of the Goeldi's monkey (*Callimico goeldii*) in northern Bolivia. *Folia Primatologica* 35:288-312.

Pook, A.G. & Pook, G. (1982) Polyspecific association between *Saguinus fuscicollis*, *Saguinus labiatus*, *Callimico goeldii* and other primates in North-western Bolivia. *Folia Primatologica* 38: 196-216.

Poorter, L., Jans, L., Bongers, F. & van Rompaey, R.S.A.R. (1994) Spatial distribution of gaps along three catenas in the moist forest of Tai National Park, Ivory Coast. *Journal of Tropical Ecology* 10:385-398.

Popma, J., Bongers, F., Martinez-Ramos, M. & Veneklaas, E. (1988) Pioneer species distribution in treefall gaps in Neotropical rain forest: a gap definition and its consequences. *Journal of Tropical Ecology* 4:77-88.

Porter, L.M. (2000) The behavior and ecology of the Goeldi's monkey (*Callimico goeldii*) in northern Bolivia. PhD thesis, State University of New York, Stony Brook.

Porter, L.M. (2001a) Dietary differences among sympatric callitrichines in northern Bolivia: *Callimico goeldii*, *Saguinus fuscicollis* and *Saguinus labiatus*. *International Journal of Primatology* 22:961-992.

Porter, L.M. (2001b) Social organization, reproduction and rearing strategies of *Callimico goeldii*: new clues from the wild. *Folia Primatologica* 72:69-79.

Ramirez, M.M. (1989) Feeding ecology and demography of the moustached tamarin *Saguinus mystax* in northeastern Peru. PhD thesis, City University of New York, New York.

Rehg, J.A. (2003) Polyspecific associations of *Callimico goeldii*, *Saguinus labiatus*, and *Saguinus fuscicollis* in Acre, Brazil. PhD thesis, University of Illinois, Urbana-Champaign.

Rehg, J.A. (2005) Hábitats utilizados por três espécies de primatas, *Callimico goeldii, Saguinus labiatus* e *Saguinus fuscicollis*, na Fazenda Experimental Catuaba, Acre, Brasil. In: *A Fauna do Acre*

(P.M. Drumond, ed.). Editora da Universidade Federal do Acre, Rio Branco, pp. 147-171.

Rehg, J.A. (In press) Ranging patterns of *Callimico goeldii* (callimico) in a mixed species group. In: *The Smallest Anthropoids: The Marmoset/Callimico Radiation* (L.C. Davis, S.M. Ford & L.M. Porter, eds.). Kluwer Academic Press, New York.

Schwartzkopf, L. & Rylands, A.B. (1989) Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. *Biological Conservation* 48:1-12.

Skorupa, J.P. (1988) The effect of selective timber harvesting on rain forest primates in Kibale Forest, Uganda. PhD thesis, University of California, Davis.

Sorensen, T.C. & Fedigan L.M. (2000) Distribution of three monkey species along a gradient of regenerating tropical dry forest. *Biological Conservation* 92:227-240.

Stoner, K.A. (1994) Population density of the mantled howler monkey (*Alouatta palliata*) at La Selva Biological Reserve, Costa Rica: a new technique to analyze census data. *Biotropica* 26:332-340.

Sussman, R.W. & Kinzey, W.G. (1984) The ecological role of the Callitrichidae: a review. *American Journal of Physical Anthropology* 64:419-449.

Terborgh, J. (1983) *Five New World Primates*. Princeton University Press, Princeton.

Terborgh, J. (1992) Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24:283-292.

Thomas, S.C. (1991) Population densities and patterns of habitat use among anthropoid primates of the Ituri Forest, Zaire. *Biotropica* 23:68-83.

Turner, I.M. (1996) Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33:200-209.

Uhl, C., Clark, K., Dezzeo, N. & Maquirino, P. (1988) Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology* 69:751-763.

van der Meer, P.J. & Bongers, F. (1996) Patterns of tree-fall and branch-fall in a tropical forest in French Guiana. *Journal of Ecology* 84:19-29.

Whitesides, G.H., Oates, J.F., Green, S.M. & Kluberdanz, R.P. (1988) Estimating primate densities from transects in a west African rain forest: a comparison of techniques. *The Journal of Animal Ecology* 57:345-367.

Windfelder, T.L. (1997) Polyspecific association and interspecific communication between two Neotropical primates, saddle-back tamarins (*Saguinus fuscicollis*) and emperor tamarins (*Saguinus imperator*). PhD thesis, Duke University, Durham.

Yavitt, J.B., Battles, J.J., Lang, G.E. & Knight, D.H. (1995) The canopy gap regime in a secondary Neotropical forest in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 11:391-402.

Yoneda, M. (1984) Ecological study of the saddle-backed tamarins (*Saguinus fuscicollis*) in northern Bolivia. *Primates* 25:1-12.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 299-322

Demografia de um grupo de sagüis-de-tufo-preto (*Callithrix penicillata* É. Geoffroy, 1812) em um fragmento urbano de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil

Adriana Odalia-Rímoli & José Rímoli

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

RESUMO

Os estudos demográficos podem ser divididos em dois aspectos relacionados, mas distintos: os fenômenos denominados bionômicos e os aspectos relacionados à estrutura demográfica. A análise destas informações é importante tanto para o entendimento da maneira como os animais se relacionam com o seu habitat como no planejamento de ações conservacionistas. O objetivo deste trabalho foi acompanhar a demografia e bionomia de sagüis-de-tufo-preto (*Callithrix penicillata*) em um fragmento urbano de Cerrado. Um grupo de sagüis identificados individualmente foi acompanhado mensalmente durante cinco dias no período de outubro de 2001 a janeiro de 2005. Neste período, o tamanho do grupo variou de cinco a 12 indivíduos. Sua composição foi alterada em decorrência de quatro óbitos, três desaparecimentos

* Endereço para correspondência: José Rímoli, Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campus de Aquidauana - UFMS/CPAq, Departamento de Biociências, Rua Oscar Trindade de Barros, Bairro Serraria, S/N, Unidade II, Aquidauana, MS 79200-000, Brasil, Fone: +55-67-32410401, Email: jsrimoli@terra.com.br

(incluindo provavelmente um quinto óbito), nove emigrações, duas imigrações e sete nascimentos de gêmeos. Durante todo o estudo, o grupo apresentou duas fêmeas reprodutoras, sendo uma por vez. A segunda fêmea reprodutora ocupou o lugar da primeira após esta ter emigrado juntamente com outros indivíduos (dois infantes, uma fêmea jovem, uma fêmea subadulta e dois machos adultos). As fêmeas dominantes tiveram duas crias por ano. Cinco nascimentos ocorreram na estação chuvosa e dois na seca (N=14 filhotes). A taxa de sobrevivência dos filhotes foi de 79% (n=11 filhotes). A identificação do sexo foi possível em 11 filhotes (sete machos e quatro fêmeas). Em quatro partos nasceram gêmeos de ambos os sexos, enquanto em outro nasceram dois machos. A razão sexual entre machos e fêmeas adultos oscilou entre 0,8 e 3,8 e a razão entre adultos e imaturos entre 1,0 e 2,4. Como em outros calitriquíneos, verificamos a migração de machos e fêmeas e a tendência dos filhotes nascerem na época de maior disponibilidade alimentar.

Palavras-chave: Bionomia, tamanho de grupo, dispersão, sobrevivência, fragmentação, Callitrichinae

ABSTRACT

Demography studies may be divided into two related but distinct types: life history and variables of demographic structure. The analysis of this information is important for understanding the way animals interact with their habitats and for planning conservation action. This study examined the demography and life history of black tufted-ear marmosets (*Callithrix penicillata*) living in a Cerrado urban fragment in Campo Grande, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. A group of individually recognized marmosets was followed for five days a month from October 2001 to January 2005. Group size ranged from five to 12 individuals during the study. Group composition changed due to four deaths, three disappearances (probably including a fifth death), nine emigrations, two immigrations and seven births of twin offspring. During the whole study there were two breeding females in the group, but one at a time. The second breeding female became the alpha female after the first breeding female had left the group with other individuals (two infants, one juvenile female, one subadult female and two adult males). Dominant females gave birth twice a year. Five births took

place during the wet season and two during the dry season (N=14 infants). Infant survival rate was 79% (n=11 infants). Sex determination was possible for 11 infants (seven males and four females). Male-female twins were born from four births, whereas in one birth both infants were males. The adult sex ratio ranged from 0.8 to 3.8 and the adult:immature ratio ranged from 1.0 to 2.4. As in other callitrichines, both sexes of *C. penicillata* dispersed and births peaked during the season of highest food availability.

Key words: Life history, group size, dispersal, survival, fragmentation, Callitrichinae

INTRODUÇÃO

Estudos demográficos abordam a estrutura e a composição das populações. Neste sentido, eles podem ser subdivididos em dois aspectos relacionados, mas distintos: os fenômenos denominados bionômicos (ou de história de vida) e os aspectos relacionados à estrutura demográfica (composição do grupo em termos da relação entre machos e fêmeas ou entre indivíduos adultos e imaturos) (Dunbar, 1987). Dunbar (1987) ressalta, ainda, que a análise dessas variáveis permite avaliar a situação das populações silvestres e prever suas possibilidades de sobrevivência, subsidiando a elaboração de medidas conservacionistas, entender a possível influência do comportamento individual dos animais nos processos evolutivos e compreender como a estrutura demográfica do grupo influencia e é influenciada pelo comportamento social dos animais e sua escolha de parceiros.

No entanto, a obtenção de determinadas informações (como freqüência de migração, taxa de natalidade e mortalidade, taxa de fertilidade, taxa de sobrevivência por faixa etária, intervalo entre nascimentos e tempo de gestação, entre outros) requer o acompanhamento dos animais por vários anos e é influenciada pelas próprias características bionômicas das espécies, tais como a longevidade e a idade na qual os indivíduos atingem a maturidade sexual.

Dentre os primatas, os calitriquíneos, pequenos macacos do Novo Mundo, com peso médio variando de 119 g em *Cebuella pygmaea* (Soini, 1988) a 710 g em *Leontopithecus* sp. (Kleiman *et al.*, 1988),

representam bons modelos para o estudo desses aspectos, pois atingem a maturidade sexual relativamente cedo (*Callimico goeldii* aos oito meses de idade, Heltne *et al.*, 1981, e *Saguinus* sp. aos 21 meses, Cleveland & Snowdon, 1984; ver revisão em Yamamoto, 1993).

A subfamília Callitrichinae compreende os gêneros *Callithrix*, *Cebuella*, *Callimico*, *Saguinus* e *Leontopithecus* (Schneider & Rosenberger, 1996). As espécies do gênero *Callithrix* caracterizam-se pelo seu reduzido tamanho corpóreo e baixo peso (p. ex.: machos adultos de *C. jacchus* com peso de 318 g e fêmeas com 322 g, Araújo *et al.*, 2000), especializações dentárias e digestivas relacionadas à ingestão de exsudados e uma tendência à existência de apenas uma fêmea reprodutiva no grupo, a qual produz duas crias por ano (Ah-King & Tullberg, 2000; Ferrari, 1993; Ferrari & Lopes-Ferrari, 1989; Garber, 1994; Sousa *et al.*, 1997).

Os calitriquíneos vivem em grupos que podem variar de três a 15 indivíduos (revisão em Ferrari & Lopes-Ferrari, 1989; Stevenson & Rylands, 1988) onde ocorre uma intensa competição entre fêmeas adultas que envolve supressão reprodutiva, nascimento de gêmeos, cuidado cooperativo dos filhotes, migração de ambos os sexos do seu grupo natal e um sistema de acasalamento altamente flexível, podendo-se encontrar grupos monogâmicos, poliândricos ou poligínicos (Ferrari, 1988; Garber, 1994; Stevenson & Rylands, 1988; Terborgh & Goldizen, 1985).

Segundo Ah-King & Tullberg (2000), o cuidado cooperativo dos filhotes (incluindo a participação do macho) e o tamanho reduzido destes primatas podem ser considerados como pré-requisitos para a origem da produção de gêmeos. Contudo, segundo eles, o fator decisivo no aumento da taxa reprodutiva, através do nascimento de gêmeos e reprodução semi-anual, foi a inclusão de exsudados na alimentação dos calitriquíneos. Esta alta taxa reprodutiva possibilita que o tamanho do grupo possa chegar a 13 ou 15 indivíduos rapidamente (Garber, 1994). No entanto, apesar dos grupos serem relativamente grandes, eles são bastante estáveis e o grau de parentesco entre os indivíduos é alto (Ferrari & Lopes-Ferrari, 1989; Garber, 1994). Assim, nos grupos sociais de *Callithrix* spp. o casal reprodutivo parece apresentar uma associação de longo prazo, sendo os indivíduos não reprodutivos seus filhos ou irmãos (Ferrari & Lopes-Ferrari, 1989).

Por outro lado, embora alguns animais deixem o seu grupo natal, a taxa de transferência é, geralmente, baixa, indicando que, para muitos indivíduos, as oportunidades reprodutivas fora do grupo natal são

pequenas (Garber, 1994). Assim, por exemplo, os machos sexualmente maduros, exceto os reprodutores, de *Callithrix* spp. podem permanecer em seus grupos natais por 18 meses ou mais após atingirem a maturidade sexual (Stevenson & Rylands, 1988).

Dentre as espécies de calitriquíneos, *C. jacchus* é a mais estudada tanto em cativeiro quanto na natureza. Entretanto, o conhecimento sobre o seu congênere *C. penicillata* (sagüi-de-tufo-preto) ainda é muito mais escasso. Nesse trabalho são apresentadas informações sobre a variação na composição sexo-etária de um grupo social de *C. penicillata* habitante de um fragmento urbano de Cerrado em Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

MATERIAL E MÉTODOS

Área e grupo de estudo

Neste trabalho foi monitorado um grupo de sagüis-de-tufo-preto que ocupava um fragmento de Cerrado de aproximadamente 39 ha com grande influência antrópica pertencente à Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), à Associação dos Docentes da Universidade Católica Dom Bosco (ADUCDB) e à Arquidiocese do Mato Grosso. O fragmento está localizado a 5,6 km da zona central da cidade de Campo Grande, MS (20° 24'25''S e 54 °36'52,5''O) (Le Bourlegat, 1996).

As porções da área pertencentes aos diferentes proprietários, apesar de contínuas, apresentavam níveis diferentes de conservação e proteção. O fragmento da UCDB, com 33 ha, é o mais conservado e protegido das ações predatórias da população circunvizinha; a área da ADUCDB, apesar de delimitada por cercas e vigiada por guardas, é ocasionalmente invadida; e a área da Arquidiocese é a área com maior ação antrópica. Nesta área, a população invade a mata para extrair pedaços da casca de algumas árvores para fabricação de remédios caseiros, remover terra para construção civil e para realizar rituais religiosos, atividades motociclísticas e despejo de lixo.

O grupo de *C. penicillata* estudado utilizava 6 ha das áreas da ADUCDB e da Arquidiocese do Mato Grosso, onde a intervenção humana é mais intensa. Seu tamanho variou de cinco a 12 indivíduos durante o estudo. Outro grupo, composto por cinco a sete indivíduos, ocupava a área da UCDB e, ocasionalmente, era observado na área de uso do grupo de estudo.

A vegetação da área de estudo é característica do Cerrado (Goodland & Ferri, 1979), apresentando três estratos (arbóreo, arbustivo e subarbustivo e herbáceo), com alturas mais freqüentes entre 1 a 12 m, sendo que poucas emergentes possuíam até 16 m (Rímoli *et al.*, submetido).

O clima dominante da região é do tipo Aw (Tropical de Savana) segundo Köppen (Brasil, 1997). A estação seca compreende o período entre abril e setembro e a chuvosa de outubro a março, com precipitação acumulada anual variando entre 1072 a 1670 mm e temperatura mínima média anual entre 18,7 e 19,8^{o}C e a temperatura máxima média anual de 29,4^{o} a 31,1^{o}C (EMBRAPA - Gado de Corte, dados não publicados).

Coleta dos dados demográficos

No período de outubro de 2001 a janeiro de 2005 (40 meses consecutivos) foram registradas informações sobre imigrações, emigrações, nascimentos, mortes, cópulas e composição do grupo durante a coleta de dados ecológicos e comportamentais. Os animais eram observados por cinco dias mensais consecutivos, das 5:30 às 17:00, totalizando 57,5 horas de observação mensal. Cada animal era reconhecido individualmente através de marcas e/ou características físicas, não tendo sido necessário sua captura e marcação (Tabela 1).

A idade dos animais foi subdividida em quatro categorias (Yamamoto, 1993): infante (0-5 meses), jovem (6-10 meses), sub-adulto (11-15 meses) e adulto ($\geq$16 meses). A faixa etária dos indivíduos no início da pesquisa (outubro de 2001) e dos que imigraram durante o estudo foi estimada a partir das características físicas e comportamentais dos animais (Stevenson & Rylands, 1988; Yamamoto, 1993). O sexo dos indivíduos foi determinado através da observação dos órgãos genitais, sendo que nos infantes isto foi realizado à medida que as genitálias foram se desenvolvendo.

Os eventos demográficos foram subdivididos em nascimentos, mortes, migrações (imigrações e emigrações) e desaparecimentos. Nos desaparecimentos foram relatados casos onde o animal deixou de ser observado, mas não foi possível determinar se ele morreu ou emigrou. Em relação à filiação, determinou-se exclusivamente a mãe dos filhotes. A paternidade pode ser apenas inferida com base nas cópulas registradas.

Os dados são apresentados segundo as estações climáticas seca e chuvosa. Para a descrição da variação na composição e tamanho do

grupo ao longo do período de estudo, este foi subdivido da seguinte forma: Chuvosa 1 (outubro/2001 a março/2002), Seca 1 (abril/2002 a setembro/2002), Chuvosa 2 (outubro/2002 a março/2003), Seca 2 (abril/2003 a setembro/2003), Chuvosa 3 (outubro/2003 a março/2004), Seca 3 (abril/2004 a setembro/2004) e Chuvosa 4 (outubro/2004 a janeiro/2005).

RESULTADOS

Tamanho e composição do grupo

O tamanho do grupo variou de cinco a 12 indivíduos, com média de 8,1 componentes, sendo que o tamanho mais freqüente (durante 26 meses de acompanhamento) variou entre 6 e 8 (Tabela 2).

Na Chuvosa 1 e Seca 1, o grupo apresentou o número máximo de animais (10 a 12). No entanto, no final da Seca 1 (agosto e setembro de 2002), ocorreu uma provável fissão do grupo quando a fêmea reprodutora desapareceu juntamente com outros indivíduos (dois machos adultos, uma fêmea subadulta, uma fêmea jovem e dois infantes).

Na maior parte do estudo (33 meses), houve apenas uma fêmea adulta no grupo. Porém, nos dois meses que antecederam a provável fissão do grupo (junho e julho de 2001), uma das fêmeas subadultas (Vitória) tornou-se adulta. A partir de agosto de 2004 (final da Seca 3), o número de fêmeas adultas aumentou para três, pois duas fêmeas subadultas (Filomena e Vivian) atingiram a idade adulta, permanecendo assim até janeiro de 2005. Vale ressaltar que, mesmo nos períodos com mais de uma fêmea adulta, sempre houve apenas uma fêmea reprodutora. Assim, o grupo apresentou uma razão sexual de adultos a favor dos machos (2,3 a 3,8), sendo que, apenas na estação Chuvosa 4 o número de fêmeas adultas foi maior que o de machos adultos (Figura 1), não havendo diferença significativa quando comparado estatisticamente a razão machos adultos/fêmeas adultas nos meses das estações seca e chuvosa.

Quando comparamos a razão adultos/imaturos entre seca ($\overline{X}$=1,64 ± 0,97) e chuvosa ($\overline{X}$=1,51 ± 0,86) verificamos que houve sempre mais adultos no grupo do que imaturos, não havendo diferença significativa entre as estações. Dentre os sete períodos analisados, em quatro (Seca 1, Chuvosa 2, Seca 3 e Chuvosa 4) a razão adultos/imaturos esteve entre

Tabela 1. Componentes do grupo de estudo, identidade da mãe e mês de nascimento e classe sexo-etária durante a 1ª e a última observação no período de outubro de 2001 a janeiro de 2005.

Indivíduo	Mãe (mês de nascimento)	Classe Sexo-Etária	
		1ª obs.	Última obs.
João	?	MA (out/2001)	MA (set/2002)
Leopoldo (1º ♂ reprodutor)	?	MA (out/2001)	MA (fev/2002)
Raul	?	MA (out/2001)	MA (nov/2003)
Wanderléia (1ª ♀ reprodutora)	?	FA (out/2001)	FA (jul/2002)
Luana	?	FJ (out/2001)	FSUB (jul/2002)
Michael	?	MJ (out/2001)	MA (mar/2003)
Ted	?	MA (out/2001)	MA (ago/2002)
Vitória (2ª ♀ reprodutora)	?	FJ (out/2001)	FA*
Wagner (FW^{11})	Wanderléia (nov/2001)	MI (nov/2001?)	MA (nov/2004)
Wanessa (FW^{12})	Wanderléia (nov/2001)	FI (nov/2001?)	FJ (ago/2002)
FW^{21}	Wanderléia (fev/2002)	FI (fev/2002)	FI (jul/2002)
FW^{22}	Wanderléia (fev/2002)	MI (fev/2002)	MI (jul/2002)
Jeca (2º ♂ reprodutor)	Não familiar	MA (mai/2002)	MA*
Victor (FV^{11})	Vitória (nov/2002)	MI (nov/2002)	MA*
Vida (FV^{12})	Vitória (nov/2002)	FI (nov/2002)	FJ (ago/2003)
Vicente (FV^{21})	Vitória (abr/2003)	MI (abr/2003)	MF (jan/2004)
Vivian (FV^{22})	Vitória (abr/2003)	FI (abr/2003)	FA*
FV^{31}	Vitória (out/2003)	Inf.?(out/2003)	Inf.? (out/2003)
FV^{32}	Vitória (out/2003)	Inf.?(out/2003)	Inf.? (out/2003)
Filomena	Não familiar	FJ (jan/2004)	FA*
Valter (FV^{41})	Vitória (jul/2004)	MI (jul/2004)	MJ*
Vinicius (FV^{42})	Vitória (jul/2004)	MI (jul/2004)	MJ (jan/2005)
Valentin (FV^{51})	Vitória (dez/2004)	MI (dez/2004)	MI*
FV^{52} #	Vitória (dez/2004)	Inf.? (dez/2004)	Inf.? (jan/2005)

? – Informação desconhecida; M=macho; F=fêmea; SUB=subadulto; J=jovem; I=infante; Inf.?=infante de sexo indeterminado; FW e FV=filhotes de Wanderléia e de Vitória (o primeiro número representa a ordem das crias registradas e o segundo o gêmeo observado); *=indivíduo ainda presente no grupo no final do trabalho (janeiro/2005), #=desapareceu em fevereiro/2005.

1,7 e 2,2. No entanto, na Chuvosa 1, Seca 2 e Chuvosa 3, esta razão esteve próxima a um (0,99 a 1,2) indicando que o número de adultos e imaturos era praticamente igual. Por outro lado, a partir da Seca 3, o grupo passou a ter o dobro de adultos em relação aos imaturos (Figura 1) devido à morte dos filhotes nascidos em outubro de 2003 (Chuvosa 3), com 10 dias de vida, a provável emigração de um macho jovem (Vicente) e a entrada na idade adulta de um macho (Victor) e uma fêmea (Vida). Apesar dos nascimentos ocorridos em julho (Seca 3) e dezembro de 2004 (Chuvosa 4), a razão adultos/imaturos permaneceu próxima a 2 (2,17 e 2,44, respectivamente).

Tabela 2. Tamanho e composição sexo-etária do grupo de estudo no período de outubro de 2001 a janeiro de 2005.

Classe sexo-etária	Ch 1	Sc 1	Ch 2	Sc 2	Ch 3	Sc 3	Ch 4
Macho adulto	3-4	3-5	3	3	2-3	3	2-3
Fêmea adulta	1	1-2	1	1	1	1-3	3
Macho subadulto	0-1	0-1	0-1	0	0-1	0	0
Fêmea subadulta	0-2	0-2	0	0	0-2	0-2	0
Macho jovem	0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	0	0-2
Fêmea jovem	0-2	0-1	0-1	0-1	1-2	0	0
Macho infante	0-1	0-2	0-1	1-2	0-1	0-2	2-3
Fêmea infante	0-1	0-2	0-1	1-2	0-1	0-2	1(?)
Total	8-12	5-11	5-7	8	6-9	6-8	8-9
Tamanho médio	10	10	6	8	7	7	8

Ch=Chuvosa, Sc=Seca; ?=até o momento da redação deste trabalho, não havia sido possível identificar o sexo do filhote.

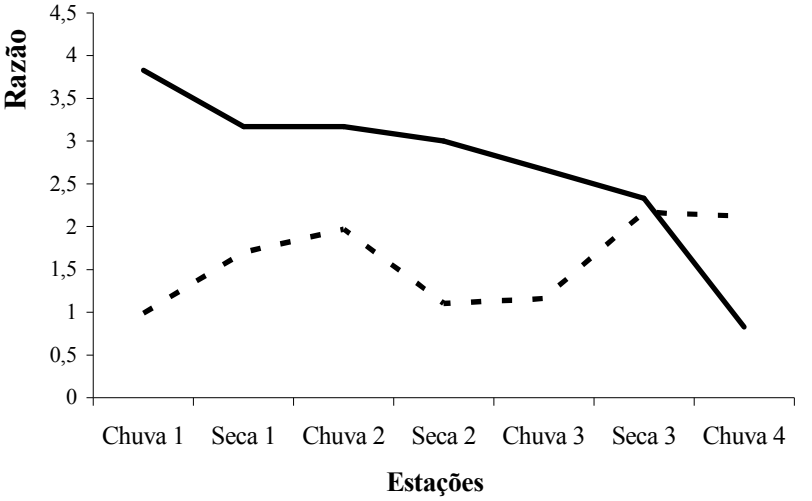


Figura 1. Razão machos adultos/fêmeas adultas (linha contínua) e adultos/imaturos (linha pontilhada) ao longo do estudo.

Nascimentos e cópulas

Sete partos de gêmeos, filhos de duas fêmeas reprodutoras (Wanderléia e Vitória), foram observados (Tabela 3). Quatro partos resultaram no nascimento de um macho e uma fêmea e em um quinto parto nasceram dois machos. Em um outro parto foi possível a identificação apenas do sexo de um dos filhotes, o qual era macho. A determinação do sexo dos outros três filhotes não foi possível, pois eles morreram antes de completar um mês de idade.

A maioria dos nascimentos (71%; n=5) ocorreu no período chuvoso (outubro a março). Dos nascimentos observados no período de seca, um ocorreu logo após o término das chuvas em abril de 2003 e o outro em julho de 2004, no meio do período (Figura 2).

O intervalo entre nascimentos pôde ser estimado em quatro casos (todos da segunda fêmea reprodutora, Vitória): dois intervalos foram de 5 meses, um de 6 e outro de 9 meses.

A taxa de sobrevivência dos filhotes até dispersarem (9-10 meses de idade) ou tornarem-se adultos no grupo foi alta (79%, n=11 filhotes).

Dois filhotes desapareceram do grupo em outubro de 2003, com menos de 10 dias de vida e o terceiro em fevereiro de 2005, antes de completar um mês. Como suas chances de sobreviverem sozinhos nestas idades são muito remotas, eles foram considerados mortos. Outros dois indivíduos nascidos durante o estudo desapareceram com sua mãe em agosto de 2002, quando tinham 5 meses de idade (jovens). Nesta ocasião, o grupo provavelmente se dividiu. Assim, é provável que eles tenham acompanhado os outros indivíduos adultos.

Quatro cópulas entre a fêmea adulta reprodutora (Vitória) e um dos machos adultos (Jeca) foram observadas. Uma cópula ocorreu logo após a morte dos gêmeos em novembro de 2003 (Chuvosa 3) e as outras três no mês de agosto de 2004 (Seca 3).

Migrações e mortes

Além dos nascimentos, contribuíram para o aumento do grupo a imigração de dois indivíduos, um macho adulto e uma fêmea jovem, em maio de 2002 e janeiro de 2004, respectivamente (Tabela 4). O macho Jeca imigrou três meses antes da provável ruptura do grupo. É possível que ele seja o pai dos filhotes nascidos em julho e dezembro de 2004, pois foi o único macho observado copulando com a fêmea dominante.

Por outro lado, 15 eventos contribuíram para a diminuição do tamanho do grupo. Destes, foi possível confirmar a morte de quatro indivíduos (um macho adulto e os três filhotes com menos de um mês de idade). Um outro macho adulto (Wagner), provavelmente, também morreu, pois estava bastante machucado antes do seu desaparecimento após um confronto entre o grupo de estudo e o grupo vizinho.

Três outros indivíduos saíram do grupo aos nove meses de idade (duas fêmeas e um macho). Uma destas fêmeas jovens (Vida) emigrou com sucesso para um grupo vizinho, a outra (Wanessa) desapareceu junto a outros indivíduos (ver relato da divisão do grupo) e o macho (Vicente) foi visto nas vizinhanças do seu grupo natal no mês seguinte (Tabela 4).

A provável divisão do grupo foi observada em agosto de 2002. Neste mês, a fêmea reprodutora (Wanderléia), seus dois filhotes de cinco meses de idade (FW21 e FW22) e uma fêmea adulta com idade estimada em 16 meses (Luana) deixaram o grupo. No mês seguinte, setembro de 2002, desapareceram dois machos adultos (João e Ted) e uma fêmea jovem (Wanessa). Após a divisão, o grupo permaneceu na antiga área de uso, sendo composto por três machos adultos (Raul,

Michael e Jeca), uma fêmea adulta (Vitória) e um macho jovem (Wagner).

DISCUSSÃO

O tamanho do grupo acompanhado neste estudo esteve dentro do intervalo sugerido por Stevenson & Rylands (1988) para os calitriquíneos e de acordo com os dados observados em outros trabalhos com o gênero *Callithrix* (*C. jacchus*, 5-15 indivíduos, Arruda *et al.*, 2005 e Mendes-Pontes & Monteiro da Cruz, 1995; *C. argentata*, 6-10, Albernaz & Magnusson, 1999; *C. flaviceps*, 11-15, Ferrari, 1988 e Ferrari *et al.*, 1996; *C. geoffroy*, 5 indivíduos, Passamani & Rylands, 2000 e *C. aurita*, 4-6, Martins & Setz, 2000 e 6-11, Corrêa *et al.*, 2000 e Ferrari *et al.*, 1996).

Especificamente em relação à *C. penicillata*, esta espécie aparentemente pode apresentar tanto grupos sociais pequenos, compostos por 4-6 indivíduos (Fonseca & Lacher, 1984; Miranda & Faria, 2001), como grupos maiores, contendo 12-13 animais (Faria, 1986; Miranda & Faria, 2001). Mendes-Pontes & Monteiro da Cruz (1995) sugerem que, apesar dos grupos contendo entre 10 e 15 animais serem mais freqüentes entre os calitriquíneos, grupos menores podem se mostrar bastante estáveis, fato este reforçado pelos dados do presente estudo. Vale ressaltar que os tamanhos extremos registrados (5 e 12 indivíduos) ocorreram próximos à possível divisão do grupo. Emigrações, de ambos os sexos, podem ocorrer com o aumento de tamanho do grupo (Digby *et al.*, 2007), possivelmente para formação de novos grupos (Rylands, 1982), sendo que, a seqüência e o tempo dos eventos das emigrações parecem ser altamente sistemáticos (Ferrari & Lopes-Ferrari, 1989). Ferrari & Lopes-Ferrari (1989) relatam emigrações consecutivas de indivíduos adultos (um macho e três fêmeas) em um período de duas semanas. Apesar de não ter sido possível confirmar a formação de um novo grupo pelos animais que emigraram em um período inferior a um mês. A seqüência e, principalmente, o curto intervalo de tempo entre os eventos observados sugerem que o grupo se dividiu.

No entanto, apesar da variação no tamanho do grupo, a sua área de uso manteve-se constante (aproximadamente 6,0 ha). A Hipótese da Dispersão de Recursos (RDH) (Carr & Macdonald, 1986; Kruuk &

Tabela 3. Informações sobre os partos ocorridos durante o período do estudo (identidade da mãe, mês de nascimento, sexo dos filhotes, sobrevivência, idade em meses na última observação e intervalo entre nascimentos) e dados climáticos (pluviosidade mensal acumulada, mm; mínima e máxima temperatura média, ^{o}C).

Mãe	Mês de nascimento	Pluviosidade (mm)	Temperatura (^{o}C)	Sexo	Sobreviveram[1]	Idade (meses)	Intervalo
Wanderléia	outubro - novembro/2001 (?)	97,7	19,8-24,3	1 ♀ e 1 ♂	Sim	♂ (36) ♀ (9)	?
Wanderléia	fevereiro/2002	196,0	21,1-30,5	1 ♀ e 1 ♂	Sim	♂ e ♀ (5)	?
Vitória	novembro/2002	107,8	21,2-31,8	1 ♀ e 1 ♂	Sim	♂ (26)[2] ♀ (9)	1[a] cria
Vitória	abril/2003	132,0	18,9-29,3	1 ♀ e 1 ♂	Sim	♂ (9) ♀ (21)[2]	5 meses
Vitória	outubro/2003	163,1	19,6-30,6	?	Não	♂ e ♀ (10 dias)	6 meses
Vitória	julho/2004	52,8	15,2-25,9	2 ♂	Sim	♂1 (6)[2] ♂2 (6)	9 meses
Vitória	dezembro/2004	266,2	20,4-31,2	1 ♂ e 1?	Apenas um macho	? (< 1 mês) ♂ (1 mês)[2]	5 meses
				14 filhotes	11 (79%)		

[1] Considerou-se como filhotes sobreviventes aqueles que atingiram a idade adulta ou a idade de imigrarem; [2] Continuava no rupo social em janeiro/200 5; ? Informação provável (quando acompanhado de algum dado) ou inexistente.

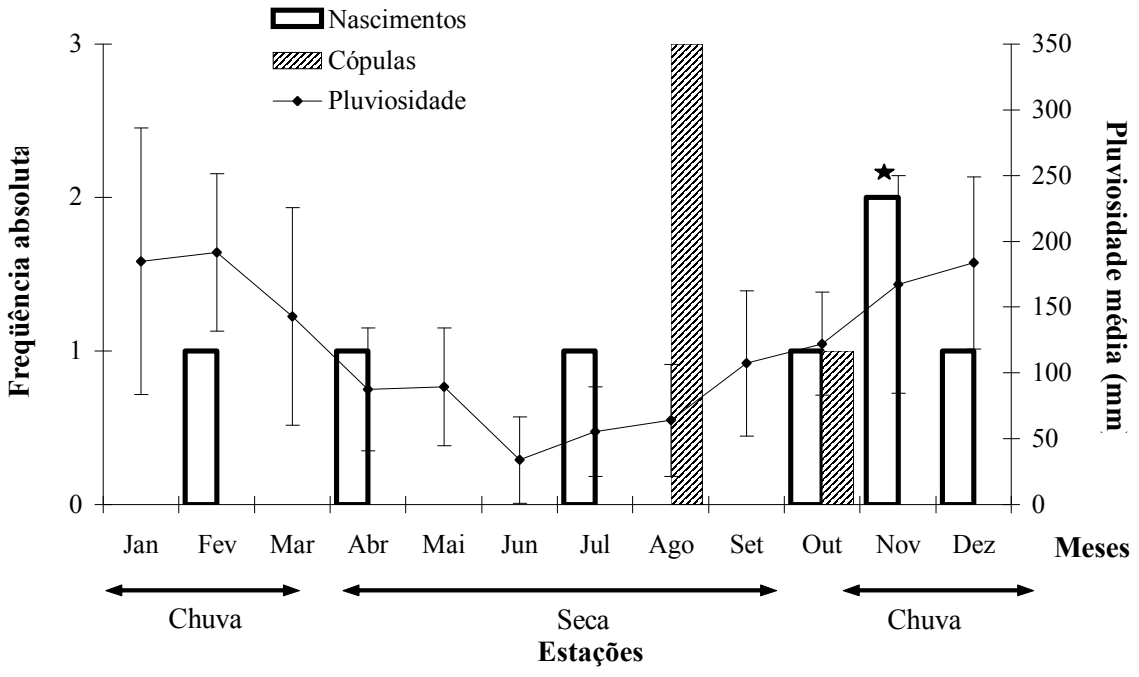


Figura 2. Pluviosidade média (± d.p.) e distribuição mensal dos nascimentos e cópulas registrados no período de outubro/2001 a janeiro/2005. No cálculo da pluviosidade média mensal foram utilizados dados da EMBRAPA – Gado de Corte, MS, no período de janeiro/2000 a janeiro/2005. Um dos nascimentos marcados com uma estrela ocorreu em outubro ou novembro/2001.

Tabela 4. Eventos que provocaram as alterações na composição do grupo de estudo, com exceção dos nascimentos.

Indivíduo	Classe	Evento	Data	Causa
Leopoldo	MA	Desapareceu	março/2002	Morte?
Jeca	MA	Imigração	maio/2002♦	
Wanderléia	FA	Emigração	agosto/2002	Divisão do grupo?
Gêmeos* (FW21 e FW22)	MI/FI	Emigração	agosto/2002	Divisão do grupo?
Luana	FSUB	Emigração	agosto/2002♦	Divisão do grupo?
Ted	MA	Emigração	setembro/2002	Divisão do grupo?
João	MA	Emigração	setembro/2002	Divisão do grupo?
Wanessa*	FJ (9 meses)	Emigração	setembro/2002	Divisão do grupo?
Michael	MA	Morte	março/2003♦	Atacado com pedras por visitantes
Vida**	FJ (9 meses)	Emigração	agosto/2003♦	Avistada com indivíduos do grupo vizinho
Gêmeos** (FV31 e FV32)	Infante 1 (± 10 dias)	Morte	outubro/2003	Desapareceram com idade improvável para sobreviverem sozinhos
Raul	MA	Desapareceu	Dezembro/2003	?
Vicente**	MJ (9 meses)	Emigração	janeiro/2004	
Filomena	FJ?	Imigração	janeiro/2004♦	
Wagner*	MA	Morte?	Dezembro/2004	Muito machucado em novembro/2004
Filhote (FV52)	Infante 1 (< 30dias)	Morte	fevereiro/2005	Desapareceu com idade improvável para sobreviver sozinho

M=macho, F=fêmea, SUB=subadulto, J=jovem, I=infante, * filhos da Wanderléia, ** filhos da Vitória, ♦ evento confirmado.

Macdonald, 1985; Macdonald, 1983), discutida por Rylands (1996), sugere que o tamanho do grupo pode variar, mantendo a mesma área de uso, quando a dispersão das fontes de recursos alimentares permanece constante, porém a sua riqueza varia espacialmente e temporalmente. Além disso, *C. jacchus* e *C. penicillata*, consideradas as espécies mais gomívoras do gênero, ocupam áreas de uso menores quando comparadas a espécies mais frugívoras, tais como *C. humeralifer*, *C. kuhlii* e *C. aurita* (Castro, 2003).

Em relação à composição do grupo, o número de machos adultos foi superior ao de fêmeas adultas (razão sexual entre 2,3 e 3,8). Esta razão sexual foi maior que a observada em um grupo de *C. jacchus* (1,3 a 1,8) estudado por Mendes-Pontes & Monteiro da Cruz (1995). Uma razão sexual de adultos a favor dos machos também foi verificada em *C. flaviceps*, *C. geoffroyi* e *C. kuhlii* (revisão em Digby *et al.*, 2007) e *C. penicillata* (Faria, 1986).

A presença de apenas uma fêmea reprodutora de cada vez no grupo, produzindo duas crias anuais de gêmeos, está de acordo com o citado na literatura (Ferrari & Lopes-Ferrari, 1989; Garber, 1994; Stevenson & Rylands, 1988). Por outro lado, vela ressaltar que quando a primeira fêmea dominante deixou o grupo, a fêmea que assumiu o seu lugar já estava grávida, provavelmente de um macho adulto que havia imigrado para o grupo três meses antes. Vários trabalhos têm relatado que a introdução de um novo macho adulto não aparentado em um grupo social pode favorecer o início da vida reprodutiva de uma segunda fêmea adulta, talvez alterando a dinâmica social e a relação de dominância existente entre as fêmeas adultas (ver revisão em Saltzmann *et al.*, 2004).

Apesar de poucos registros, todas as cópulas observadas envolveram o mesmo casal reprodutor, fato que sugere um sistema de acasalamento monogâmico e que parece confirmar as colocações de Ferrari & Lopes-Ferrari (1989) de que apenas um dos machos adultos assumiria o papel de reprodutor prioritário. Porém, alguns estudos de longo prazo verificaram que grupos considerados monogâmicos passaram a apresentar-se como poligínicos (Ferrari, 1988; Ferrari *et al.*, 1996; Guimarães, 1998) e grupos sociais da mesma espécie que ocupavam áreas diferentes apresentaram sistemas de acasalamentos distintos (Ferrari *et al.*, 1996; Lazaro-Perea *et al.*, 2000; Martins & Setz, 2000; Mendes Pontes & Monteiro da Cruz, 1995). Em *C. jacchus* (Digby & Ferrari, 1994) e *Leontopithecus rosalia* (Dietz & Baker, 1993), por exemplo, foram observados vários grupos contendo uma

segunda fêmea reprodutora em condições de alta densidade populacional. Digby & Barreto (1996) sugerem que os custos do cuidado com a prole e a habilidade individual dos animais de reduzir ou compensar estes custos pode ser a chave para entendermos a variabilidade da organização social dos calitriquíneos. Assim, a continuidade da coleta dos dados demográficos (não apenas do grupo estudado, mas dos outros dois grupos existentes na área) e ecológicos poderá fornecer subsídios adicionais sobre os fatores que influenciam as estratégias reprodutivas de *C. penicillata* e contribuir para o conhecimento do padrão de organização social dos calitriquíneos em geral.

Os nascimentos mostraram um padrão bimodal, tendo a maioria (71%) ocorrido durante o período chuvoso (principalmente nos meses de outubro, novembro e dezembro). Este fato pode estar relacionado à maior disponibilidade de frutos neste período (Rímoli *et al.*, submetido), tanto para a mãe como para os ajudantes envolvidos no cuidado dos filhotes, o que pode aumentar a probabilidade de sua sobrevivência (Sousa *et al.*, 1997). Grupos de *C. jacchus* em cativeiro e ambiente natural também apresentaram um pico de nascimentos entre outubro a março, época corresponde ao período seco na região nordeste do Brasil, na qual ocorre a maior frutificação (Digby & Ferrari, 1994; Sousa *et al.*, 1999). Por outro lado, Gomes & Bicca-Marques (2003), analisando a distribuição temporal dos nascimentos de três espécies de calitriquíneos (*C. penicillata*, *C. jacchus* e *Leontopithecus chrysomelas*) verificaram que *C. penicillata* não apresentou um padrão de reprodução sazonal. Segundo os autores, isto pode ter ocorrido devido aos nascimentos analisados referirem-se a várias populações cativas durante um longo período de tempo.

O registro de dois nascimentos na seca, também observados por Faria (1986) e Miranda (1997) estudando grupos de *C. penicillata* no Cerrado de Brasília, provavelmente está relacionado às fêmeas de sagüis apresentarem duas crias anuais e às condições climatológicas de cada ano (Sousa *et al.*, 1999). Além do mais, estas duas crias eram da segunda fêmea reprodutora que, após ter engravidado pela primeira vez, sempre teve (em cinco nascimentos registrados) uma cria na estação chuvosa e outra na seca. Tendo em vista que os períodos de seca e chuva apresentam características ecológicas diferentes, é importante que pesquisas futuras verifiquem a influência destas características no padrão de cuidado e desenvolvimento dos filhotes nascidos em épocas diferentes.

Neste contexto, a análise do intervalo entre os nascimentos pode trazer informações sobre a influência das variáveis ecológicas na taxa de reprodução da fêmea alfa. A média dos intervalos entre nascimentos observada no presente trabalho foi condizente com o descrito na literatura, 150 a 384 dias (Digby *et al.*, 2007; Peters & Guerra, 1998; Sousa *et al.*, 1999). O maior intervalo observado (nove meses) ocorreu logo após a fêmea perder seus filhotes com 10 dias de vida. Já que a fêmea, aparentemente, não apresentava nenhum problema de saúde e o grupo não alterou sua composição (fato importante principalmente em relação à disponibilidade de ajudantes), é possível esperar que o intervalo entre a perda dos filhotes e o nascimento dos próximos seria muito próximo a cinco meses (duração da gestação). Um atraso na reprodução e conseqüente aumento no intervalo entre os nascimentos parece ser comum em grupos de vida livre e cativeiro (Sousa *et al.*, 1999).

Apesar de ser difícil verificar o número exato de filhotes na hora do nascimento, as crias observadas com a mãe, no dia seguinte ao parto ou dias depois, eram gêmeos. Isto está de acordo com o padrão observado nos calitriquíneos em geral, exceto *Callimico* (Ah-King & Tullberg, 2000). Da mesma forma que Peters & Guerra (1998), foi observada uma maior incidência de crias de ambos os sexos.

O número de emigrações do grupo de estudo (nove) foi superior ao de imigrações (duas). No entanto, em apenas três indivíduos (duas fêmeas e um macho), os quais nasceram no grupo, foi possível determinar sua idade de dispersão exata. Todos estavam com nove meses de idade. Segundo Hoage (1982) e Baker (1991 *apud* Ruiz-Miranda *et al.*, 1999), jovens de *L. rosalia* dispersam entre nove e 12 meses de idade. Já em *C. kuhlii* (Rylands, 1982), as fêmeas dispersam com idade entre 12 e 18 meses, não havendo esta informação para os machos. Assim, a idade de dispersão de *C. penicillata* coincide com a de *L. rosalia* e é inferior à observada por Rylands (1982). Em ambas espécies, os imaturos emigraram antes da maturidade sexual, considerando que, de modo geral nos calitriquíneos, esta ocorre entre 12-17 meses nas fêmeas (ovulação e concepção) e entre 15-25 meses nos machos (fecundação das fêmeas) (Digby *et al.*, 2007). As emigrações envolveram apenas um dos irmãos gêmeos, o outro permaneceu no grupo. O comportamento de luta entre os gêmeos inicia-se quando jovens e este parece determinar as diferenças em seus *status* social no futuro (Yamamoto, 1993), podendo levar o "perdedor" ao

isolamento ou a permanecer na periferia do grupo (Sutcliffe & Poole, 1984).

Segundo os dados aqui apresentados, é possível afirmar que o grupo estudado apresentou um padrão característico do gênero *Callithrix* em relação à área de uso, tamanho e composição do grupo social, reprodução e migração. No entanto, é preciso ressaltar que pesquisas futuras sobre aspectos da reprodução e acompanhamento da demografia de grupos sociais de *C. penicillata* que vivem em ambiente natural são extremamente importantes e carentes. Além disso, trabalhos de longo prazo são fundamentais para que se entenda melhor os mecanismos relacionados à ecologia, reprodução e organização social de *C. penicillata* em particular e dos calitriquíneos em geral.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FUNDECT pelo financiamento recebido, à UCDB e ao CNPq pelas bolsas de Iniciação Científica, aos alunos do Curso de Biologia da UCDB que participaram do projeto (Fernanda Moraes Chaves, Jackson Duarte, Kelly C. Cazzadore, Lucinei Zago e Oscar Fernandes Júnior) e ao revisor anônimo pelos comentários e sugestões.

BIBLIOGRAFIA

Ah-King, M. & Tullberg, B.S. (2000) Phylogenetic analysis of twinning in Callitrichinae. *American Journal of Primatology* 51:135-146.

Albernaz, A.L. & Magnusson, W. (1999) Home-range of the bare-eared marmoset (*Callithrix argentata*) at Alter do Chão, Central Amazonia, Brazil. *International Journal of Primatology* 20:665-677.

Araújo, A., Arruda, M.F., Alencar, A.I., Albuquerque, F., Nascimento, M.C. & Yamamoto, M.E. (2000) Body weight of wild and captive common marmosets (*Callithrix jacchus*). *International Journal of Primatology* 21:317-324.

Arruda, M.F., Araújo, A., Sousa, M.B.C., Albuquerque, F.S., Albuquerque, A.C.S.R. & Yamamoto, M.E. (2005) Two breeding females within free-living groups may not always indicate

polygyny: alternative subordinate strategies in common marmosets (*Callithrix jacchus*). *Folia Primatologia* 76:10-20.

Brasil, Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (1997) *Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP*, v. II, t. III. Diagnóstico dos meios físicos e bióticos. MMA/PNMA, Brasília.

Carr, G.M. & Macdonald, D.W. (1986) The sociality of social foragers: a model based on resource dispersion. *Animal Behaviour* 34:1540-1549.

Castro, C.S.S. (2003) Tamanho da área de vida e padrão de uso de espaço em grupos de sagüis, *Callithrix jacchus* (Linnaeus) (Primates, Callitrichidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 20:91-96.

Cleveland, J. & Snowdon, C.T. (1984) Social development during the first twenty weeks in the cotton-top tamarin (*Saguinus o. oedipus*). *Animal Behaviour* 32:432-444.

Corrêa, H.K.M., Coutinho, P.E.G. & Ferrari, S.F. (2000) Between-year differences in the feeding ecology of highland marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*) in south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 252:412-427.

Dietz, J.M. & Baker, A.J. (1993) Polygyny and female reproductive success in golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. *Animal Behaviour* 46:1067-1078.

Digby, L.J. & Barreto, C.E. (1996) Activity and ranging patterns in common marmosets (*Callithrix jacchus*): implications for reproductive strategies. In: *Adaptive Radiation of Neotropical Primates* (M. Norconk, A.L. Rosenberger & P.A. Garber, eds.). Plenum Press, New York, pp. 173-185.

Digby, L.J. & Ferrari, S.F. (1994) Multiple breeding females in free-ranging groups of *Callithrix jacchus*. *International Journal of Primatology* 15:389-397.

Digby, L.J., Ferrari, S.F. & Saltzman, W. (2007) Callitrichines: the role of competition in cooperatively breeding species. In: *Primates in Perspective* (K.C. Mackinnon, M. Panger, S. Beardes, C. Campbell & A. Fuentes, eds.). Oxford University Press, Oxford, pp. 85-106.

Dunbar, R.I.M. (1987) Demography and reproduction. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham, & T.T. Struhsaker, eds.). Chicago University Press, Chicago, pp.240-249.

Faria, D.S. (1986) Tamanho, composição de um grupo social e área de vivência (home-range) do sagüi *Callithrix jacchus penicillata* na

mata ciliar do Córrego Capetinga, Brasília, DF. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 2* (M.T. Milton, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 87-104.

Ferrari, S.F. (1988) The behaviour and ecology of the buffy-headed marmoset, *Callithrix flaviceps* (O Thomas, 1903). PhD thesis, University College London, London.

Ferrari, S.F. (1993) Ecological differentiation in the Callitrichidae. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour, and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 314-328.

Ferrari, S.F., Corrêa, H.K.M. & Coutinho, P.E.G. (1996) Ecology of the "southern" marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*): how different, how similar? In: *Adaptive Radiation of Neotropical Primates* (M. Norconk, A.L. Rosenberger & P.A. Garber, eds.). Plenum Press, New York, pp. 157-171.

Ferrari, S.F. & Lopes-Ferrari, M.A.F. (1989) A re-evaluation of the social organisation of the Callitrichidae, with reference to the ecological differences between genera. *Folia Primatologica* 52: 132-147.

Fonseca, G.A.B. & Lacher Jr., T.E. (1984) Exudate-feeding by *Callithrix jacchus penicillata* in semideciduos woodland (Cerradão) in Central Brazil. *Primates* 25:441-450.

Garber, P.A. (1994) Phylogenetic approach to the study of tamarin and marmoset social systems. *American Journal of Primatology* 34: 199-219.

Gomes, D.F. & Bicca-Marques, J.C. (2003) Reprodução de *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758), *Callithrix penicillata* (É. Geoffroy, 1812) e *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates: Cebidae: Callitrichinae) em cativeiro no Brasil. *Comunicações do Museu Ciência Tecnologia PUCRS, Série Zoologia* 6:249-254.

Goodland, R. & Ferri, M.G. (1979) *Ecologia do Cerrado*. Itatiaia/EDUSP, Belo Horizonte/São Paulo.

Guimarães, A. (1998) Ecologia, comportamento reprodutivo e marcação de cheiro em um grupo de *Callithrix flaviceps* (Callitrichidae, Primates), na Estação Biológica de Caratinga, Minas Gerais. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Heltne, P.G., Wojcik, J.F. & Pook, A.G. (1981) Goeldi's monkey, genus *Callimico*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 1* (A.F. Coimbra-Filho & R.A. Mittermeier, eds.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, pp. 169-209.

Hoage, R.J. (1982) Social and physical maturation in captive lion tamarins, *Leontopithecus rosalia rosalia* (Primates: Callitrichidae). *Smithsonian Contributions to Zoology 354*:1-56.

Kleiman, D.G., Hoage, R.J. & Green, K.M. (1988) The lion tamarins, genus *Leontopithecus*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, D.C., pp. 299-347.

Kruuk, H. & Macdonald, D.W. (1985) Group territories of carnivores: empires and enclaves. In: *Behavioural Ecology* (R. Sibly & E. Smith, eds.). Blackwell Scientific, Oxford, pp. 521-536.

Lazaro-Perea, C., Castro, C.S.S., Harrison, R., Araújo, A., Arruda, M.F. & Snowdon, C.T. (2000) Behavioral and demographic changes following the loss of the breeding female in cooperatively breeding marmosets. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 48:137-146.

Le Bourlegat, C.A. (1996) Caracterização preliminar da área do Campus da Universidade Católica Dom Bosco. Manuscrito não publicado.

Macdonald, D.W. (1983) The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* 301 (5899):379-384.

Martins, M.M. & Setz, E.Z.F. (2000) Diet of buffy tufted-eared marmosets (*Callithrix aurita*) in a fragment in southeastern Brazil. *International Journal of Primatology* 21:467-476.

Mendes-Pontes, A.R. & Monteiro da Cruz, M.A.O. (1995) Home range, intergroup transfers, and reproductive status of common marmoset *Callithrix jacchus* in a forest fragment in north-eastern Brazil. *Primates* 36:335-347.

Miranda, G.H.B. (1997) Aspectos da ecologia e comportamento do mico-estrela (*Callithrix penicillata*) no Cerradão e Cerrado denso da Área de Proteção Ambiental (APA) do Gama e Cabeça-de-Veado, DF. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

Miranda, G.H.B. & Faria, D. S. (2001) Ecological aspects of black-pincelled marmoset (Callithrix penicillata) in the Cerradão and Dense Cerrado of the Brazilian Central Plateau. *Brazilian Journal of Biology* 61:397-404.

Passamani, M. & Rylands, A.B. (2000) Home range of Geoffroy´s marmoset group, *Callithrix geoffroy* (Primates, Callitrichidade) in south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 60:275:281.

Peters, V.M. & Guerra, M.O. (1998) Reproduction and maintenance of two species of marmoset in captivity. *Revista Brasileira de Biologia* 58:169-173.

Rímoli, J., Odalia-Rímoli, A. & Vitorino, J.A. (Submetido) Fenologia das espécies vegetais de um fragmento urbano de Cerrado em Campo Grande, Mato Grosso do Sul. *Acta Botanica Brasilica*.

Rylands, A.B. (1982) The behaviour and ecology of three species of marmosets and tamarins (Callitrichidade, Primates) in Brazil. PhD thesis, University of Cambridge, Cambridge.

Rylands, A.B. (1996) Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in *Callitrichinae*. *American Journal of Primatology* 38:5-18.

Ruiz-Miranda, C.R., Kleiman, D.G., Dietz, J.M., Moraes, E., Grativol, A.D., Baker, A.J. & Beck, B.B. (1999) Food transfers in wild and reintroduced golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. *American Journal of Primatology* 48:305-320.

Saltzman, W., Pick, R.R., Salper, O.J., Liedl, K.J. & Abbott, D.H. (2004) Onset of plural cooperative breeding in common marmoset families following replacement of the breeding male. *Animal Behaviour* 68:59-73.

Schneider, H. & Rosenberger, A.L. (1996) Molecules, morphology and platyrrhine systematics. In: *Adaptive Radiations of Neotropical Primates* (M.A. Norconk; A.L. Rosenberger & P.A. Garber, eds.). Plenum Press, New York, pp. 3-19.

Soini, P. (1988) The pygmy marmoset, genus *Cebuella*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, D.C., pp. 79-129.

Sousa, M.B.C., Peregrino, H.P.A., Cirne, M.F.C. & Mota, M.T.S. (1999) Reproductive patterns and birth seasonality in a South-American breeding colony of common marmosets *Callithrix jacchus*. *Primates* 40:327-336.

Sousa, M.B.C., Silva, H.P.A. & Vidal, J.F. (1997) Litter size does not intefere with fertility in common marmosets, *Callithrix jacchus*. *Folia Primatologica* 70:41-46.

Stevenson, M.F. & Rylands, A.B. (1988) The marmosets, genus *Callithrix*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, D.C., pp.131-222.

Sutcliffe, A.G. & Poole, T.B. (1984) An experimental analysis of social interaction in the common marmoset (*Callithrix jacchus jacchus*). *International Journal of Primatology* 5:473-489.

Terborgh, J. & Goldizen, A.W. (1985) On the mating system of the cooperatively breeding saddle-back tamarin (*Saguinus fuscicollis*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 16:293-99.

Yamamoto, M.E. (1993) From dependence to sexual maturity: the behavioural ontogeny of Callitrichidae. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 235-254.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 323-338

Socioecologia de macacos-prego (*Cebus* spp.) selvagens e provisionados: uma análise comparativa

Patrícia Izar[1] & Renata Gonçalves Ferreira[2]

[1] Universidade de São Paulo
[2] Universidade Federal do Rio Grande do Norte

RESUMO

Modelos teóricos oriundos da socioecologia baseiam-se na hipótese de que a socialidade dos primatas tem como fatores causais as características ecológicas do ambiente: (a) o risco de predação que determina o tamanho e a coesão dos grupos e (b) a disponibilidade e distribuição das fontes alimentares que determina o padrão de relações entre as fêmeas. Assim, populações vivendo em condições artificiais, tais como grupos provisionados, em semi-liberdade, que não correm risco de predação, poderiam apresentar padrões de estrutura social alterados em relação a grupos selvagens. O objetivo do presente trabalho foi comparar a ecologia e a estrutura social de duas populações distintas de macacos-prego vivendo em áreas com diferentes padrões de oferta de alimento: uma população selvagem vivendo no Parque Estadual Carlos Botelho e outra em semi-liberdade, provisionada,

* Endereço para correspondência: Patrícia Izar, Departamento de Psicologia Experimental, Universidade de São Paulo, Av. Prof. Mello Moraes 1721, Cidade Universitária, São Paulo, SP 05508-030, Brasil, Fone: +55-11-30914448 r. 30, Fax: 30914909, Email: patrizar@usp.br

vivendo no Parque Ecológico do Tietê, ambas no Estado de São Paulo. Os resultados indicaram semelhanças entre as duas populações quanto ao consumo de recursos alimentares distribuídos de forma agregada no ambiente, o que resultou em competição intragrupal e entre grupos por alimento. As populações diferiram quanto ao padrão de relações sociais entre as fêmeas. Em Carlos Botelho as fêmeas não apresentaram relações afiliativas entre si e ocorreu migração de fêmeas, padrão incomum em outras populações selvagens da espécie, e que também não foi verificado na população provisionada. Tais resultados sugerem que a variabilidade comportamental dos macacos-prego não é um simples produto de condições artificiais como provisionamento alimentar, mas antes uma capacidade de ajustar-se a distintas características ecológicas, o que provavelmente permitiu sua ampla distribuição geográfica.

Palavras-chave: Relações sociais entre fêmeas, ecologia, competição por alimento

ABSTRACT

Socioecological models hypothesize that primate sociality is determined by ecological features of the habitat: (a) predation risk affects group size and cohesion, and (b) food availability and distribution affect the pattern of female social relationships. Therefore, populations living under artificial conditions, such as groups provisioned with food, semi-free-ranging, and predation-free are expected to show different patterns of social structure from that observed in wild populations. Our aim was to compare the ecology and social structure of two tufted capuchin monkey populations living under different patterns of food availabitlity: a wild population from Carlos Botelho State Park and a semi-free-ranging provisioned population from Tietê Ecological Park, both in the State of São Paulo. The results indicate similarities between both populations concerning the reliance on patchy food sources, and its consequence for intra- and intergroup food competition. However, the pattern of female social relationships differed between populations. Carlos Botelho's females did not show affiliative relationships and could disperse from their natal groups, a rare behavior in other wild populations. This pattern was not observed in the provisioned population. These results suggest that capuchin

behavioral plasticity is not a simple product of artificial environmental conditions. On the contrary, it is a feature that allows this primate to cope with varying ecological conditions that are probably related to its wide geographical range.

Key words: Female social relationships, ecology, food competition

INTRODUÇÃO

Os primatas exibem uma grande variedade de sistemas sociais, desde espécies consideradas solitárias, até aquelas em que os indivíduos de um mesmo grupo social permanecem quase todo o tempo juntos, durante todas as atividades. Uma abordagem para o estudo dessa variedade de sistemas sociais é a sócio-ecologia, a qual envolve a análise de relações entre comportamento social, ecologia e dinâmica de populações. Na década de 1970, principalmente, diversos autores enfatizaram a importância da correlação entre variáveis ecológicas e o comportamento social (por exemplo, Crook, 1970; Eisenberg *et al.*, 1972). Segundo essa abordagem, a estrutura social é um sistema dinâmico que expressa as interações entre fatores do meio ecológico e social, as quais influenciam a distribuição espacial e a tendência de agrupamento das populações dentro de um limite de variação permitido pela tolerância comportamental da espécie (Crook, 1970). A sócio-ecologia busca modelos que permitam explicar a evolução dos diferentes sistemas sociais em primatas (van Hoof & van Schaik, 1992).

Devido às diferenças em sua fisiologia reprodutiva e em seu investimento parental, assume-se que os fatores que limitam a aptidão ("fitness") de machos e de fêmeas são diferentes (Bradbury & Verhencamp, 1977; Trivers, 1972). Segundo esse raciocínio, a capacidade das fêmeas de produzir filhotes e garantir sua sobrevivência é limitada pela obtenção de alimento. Os machos, por outro lado, maximizam sua aptidão copulando com o maior número possível de fêmeas (a não ser nos casos em que o macho precisa investir na capacidade de reprodução da fêmea e na sobrevivência do filhote, como ocorre em espécies monogâmicas [van Hoof & van Schaik, 1992]). Assim, os modelos sócio-ecológicos enfocam, principalmente, a competição por alimento entre as fêmeas e as suas conseqüências para as relações sociais entre as mesmas.

Um primeiro modelo foi desenvolvido por Wrangham (1980) e, posteriormente, foi modificado e expandido por van Schaik (1989) e Sterck *et al.* (1997), assumindo que fêmeas de primatas diurnos são gregárias devido à pressão do risco de predação e que essa gregariedade incorre em competição por alimento entre fêmeas de um mesmo grupo social e de grupos sociais distintos. Além disso, a competição por alimento pode ser de dois tipos, dependendo da distribuição do alimento: (a) direta ("contest"), que ocorre quando o recurso alimentar é distribuído de forma agregada no hábitat, e (b) indireta ("scramble"), que ocorre quando o recurso alimentar é mais uniformemente distribuído no hábitat. O tipo e a intensidade da competição por alimento determina o padrão de organização social entre as fêmeas (Tabela 1), o qual pode assumir quatro formas: (a) residente-nepotista – as fêmeas permanecem no grupo natal e organizam-se em uma hierarquia de dominância despótica, nepotista, linear e estável quando há forte competição direta intragrupal e fraca competição intergrupal; (b) residente-nepotista-tolerante – as fêmeas permanecem no grupo natal onde formam coalizões e uma hierarquia estável (na qual as dominantes são mais tolerantes do que em organizações despóticas) quando há forte competição direta intra- e intergrupal; (c) residente-igualitária – as fêmeas permanecem no grupo natal e mantêm poucas relações agonísticas e pouca cooperação com parentes quando há forte competição direta intergrupal e fraca competição intragrupal; (d) dispersora-igualitária – as fêmeas podem dispersar e não formam hierarquias estáveis ou coalizões quando há fraca competição intra- e intergrupal.

Isbell & Young (2002) afirmam que os modelos sócio-ecológicos devem ser testados através de estudos de campo de longo prazo e com a mesma espécie, em ambientes diferentes, os quais são capazes de revelar a flexibilidade comportamental resultante de diferentes condições ecológicas. Por outro lado, Sterck *et al.* (1997) consideram que mudanças ecológicas recentes introduzidas por humanos podem causar discrepâncias entre o comportamento observado e o previsto pelo modelo. Já Boinski *et al.* (2002) argumentam contra o uso de resultados com populações vivendo em condições de "experimento natural" para testar os modelos sócio-ecológicos, porque muitos fatores "atípicos" podem influenciar a dinâmica social dos grupos de primatas. Por exemplo, a eliminação de predadores e fragmentação do ambiente pode levar a um aumento da densidade populacional de uma espécie de primata, elevando a competição por alimento intra-grupo e tornar

Tabela 1. Tipos de estrutura social resultantes da combinação de níveis de competição direta e indireta por alimento intra- e entre grupos de primatas (segundo Sterck *et al*., 1997).

		Competição intragrupal	
		Fraca	Forte
Competição intergrupal	Fraca	Dispersora-igualitária	Residente-nepotista
	Forte	Residente-igualitária	Residente-nepotista-tolerante

fêmeas que normalmente seriam dispersoras igualitárias em residentes despóticas, uma categoria não prevista nos modelos (Sterck *et al*., 1997). Essas afirmações levam à hipótese de que grupos de primatas mantidos em semi-liberdade, sob condições de provisionamento alimentar, podem apresentar alterações comportamentais em relação às observadas em grupos selvagens.

O objetivo do presente trabalho é verificar essa hipótese através da análise comparativa de dois estudos sobre ecologia e estrutura social de duas populações de macacos-prego (*Cebus nigritus* e *Cebus* sp.) vivendo em áreas com diferentes condições ecológicas: uma população selvagem habitante do Parque Estadual Carlos Botelho, SP (Izar, 2004), e outra semi-livre e provisionada habitante do Parque Ecológico do Tietê, SP (Ferreira, 2003; Ferreira *et al.*, 2006; Izar *et al.*, 2006). Em ambos os estudos, as autoras (a) caracterizaram o hábitat quanto ao risco de predação a que as populações de primatas estavam submetidas e quanto à disponibilidade de alimento (quantidade e padrão de distribuição) para os primatas, (b) analisaram o regime de competição a que as fêmeas estavam submetidas por meio de registro de conflitos agonísticos entre fêmeas intra- e entre grupos (competição direta) e por meio da análise entre tamanho de grupo e de área de uso (competição indireta, conforme Isbell, 1991) e (c) analisaram as relações de dominância, catação e formação de coalizões entre fêmeas do mesmo

grupo social. A metodologia empregada encontra-se detalhada nos estudos citados acima.

No presente trabalho, procede-se, inicialmente, a uma comparação entre as características ecológicas das duas áreas de estudo. Apenas as características de oferta de alimento foram consideradas. O risco de predação não foi levado em conta, visto que os modelos sócio-ecológicos consideram que esse fator é importante na seleção dos padrões comportamentais de uma espécie ao longo da sua história evolutiva, tendo apenas um efeito proximal marginal na organização social observada nos grupos atuais. Assim, se *Cebus* sp. evoluiu em um ambiente com risco significativo de predação, então a tendência para viver em grupos sociais coesos teria sido moldada pela seleção natural e estaria presente mesmo em condições de ausência de predação, como no caso do Parque Ecológico do Tietê.

A partir da comparação entre as condições de oferta de alimento nas duas áreas, são apresentadas previsões sobre possíveis alterações no regime competitivo e na estrutura social da população do Parque Ecológico do Tietê em relação ao observado no Parque Estadual Carlos Botelho e procede-se à comparação dos dados obtidos nos dois estudos.

CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO

O Parque Estadual Carlos Botelho (PECB; 24º00'-24º15'S, 47º45'-48º10'O; 30 a 1003 m a.n.m.) compreende 37793 ha de Mata Atlântica contínua localizada na Serra de Paranapiacaba, SP. O clima é subtropical úmido, sem déficit hídrico. A média anual de temperatura é 19ºC, com mínima média de 3ºC e máxima média de 29ºC (Dias *et al.*, 1995). A cobertura vegetal é do tipo Floresta Latifoliada Pluvial Tropical (Negreiros *et al.*, 1995).

A densidade populacional de *C. nigritus* no PECB foi estimada em 2,3 indivíduos/km^2. Durante estudo conduzido entre junho de 2001 e dezembro de 2002, Izar (2004) registrou 14 grupos de macacos-prego na área com tamanho variando entre um e 15 indivíduos. Foram conduzidas observações sistemáticas (num total de 805 horas) de um grupo composto por 13 indivíduos (dois machos adultos, quatro fêmeas adultas, cinco juvenis e dois infantes de sexo não identificado). O tamanho médio da sub-unidade de forrageamento em árvores frutíferas foi de 3,6 ± 2,2 indivíduos, os quais esgotavam a fonte de alimento em

até cinco minutos em mais da metade das árvores visitadas. Assim, é possível considerar a fonte de alimento como usurpável e agregada. A oferta de frutos no PECB é sazonal, com uma significativa redução durante os meses de inverno que pode ser limitante para o sucesso reprodutivo das fêmeas (para maiores detalhes, ver Izar, 2004).

As características do Parque Ecológico do Tietê (PET) diferem daquelas do PECB. O PET é um parque urbano localizado na zona leste da cidade de São Paulo (23º29'S, 46º31'O). A população estudada por Ferreira (2003) durante o período de outubro de 1999 a junho de 2001 consistiu de 25 indivíduos divididos em dois grupos sociais (Grupo Principal: três machos adultos, dois machos subadultos, quatro fêmeas adultas, seis machos juvenis, três fêmeas juvenis e dois infantes; Grupo Vet: três machos adultos e duas fêmeas adultas) vivendo em condições de semi-liberdade (*i.e.*, sem restrição por barreiras físicas) em uma península reflorestada com 180000 m^2 (18 ha) dentro do PET. Assim, a densidade populacional na área é bastante elevada, 138 indivíduos/km^2. Foram conduzidas 849 horas de observações sistemáticas do Grupo Principal. Esse grupo foi fundado em 1988 por quatro indivíduos (um macho adulto e três fêmeas adultas) que dispersaram nadando das ilhas onde eram mantidos no PET e formaram um grupo social espontaneamente (Mannu, 2002). Não há predadores naturais de macacos-prego na área (Izar, 1994). Os macacos forrageiam por recursos naturalmente disponíveis na área, tais como frutos, invertebrados e pequenos vertebrados (Ferreira *et al.*, 2002; Resende *et al.*, 2003), mas o maior aporte energético provém de alimento fornecido diariamente (frutos, grãos e proteína animal, num total de 18,75 kg ou 20000 kcal [Izar, 1994]). O alimento provisionado é distribuído em uma plataforma com 1 m de diâmetro. Assim, é possível considerar que o alimento provido é uma fonte de alimento usurpável e agregada. O alimento fornecido, que excede as necessidades energéticas individuais de um macaco-prego selvagem em 66,7% (Izar & Sato, 1997), somado ao naturalmente disponível, fornece uma quantidade de calorias considerada não-limitante ao sucesso reprodutivo das fêmeas (Ferreira, 2003).

A comparação entre as características ecológicas das duas áreas de estudo revela semelhanças quanto ao tamanho e ao padrão de distribuição da principal fonte de alimento utilizada pelos macacos-prego e diferenças quanto à densidade populacional do primata e à oferta de alimento, as quais são maiores no PET do que no PECB (Tabela 2).

Tabela 2. Características ecológicas do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) e do Parque Ecológico do Tietê (PET).

Característica	PECB[1]	PET[2]
Densidade	2,3 ind./km^2	138,0 ind./km^2
Risco de predação	Baixo (predadores presentes, nenhum ataque bem sucedido registrado)	Ausente
Monopolização da principal fonte de alimento	Usurpável	Usurpável
Distribuição espacial da principal fonte de alimento	Agregada (árvores frutíferas)	Agregada (plataforma)
Oferta de alimento	Limitante	Não limitante

[1] Izar (2004), [2] Ferreira (2003)

O tamanho e distribuição da principal fonte alimentar utilizada pelos macacos-prego no PET e no PECB, usurpável e agregada, leva à previsão de competição intra-grupo por alimento, em ambas as áreas de estudo.

No entanto, em função da alta densidade populacional de macacos-prego e oferta não limitante de alimento, pode-se considerar que o PET apresenta características de "experimento natural", o que poderia resultar em alteração no regime competitivo e numa estrutura social atípica para a espécie. Cada uma dessas características leva a previsões opostas. Segundo Sterck *et al*. (1997), a alta densidade populacional deveria levar a uma maior competição intra- e entre grupos por alimento no PET em relação ao PECB. Por outro lado, a grande abundância de alimento poderia relaxar a competição por alimento intra- e entre grupos no PET. Como resultado das pressões antagonistas da densidade populacional e da quantidade de alimento presentes no PET, espera-se um regime competitivo semelhante nas duas áreas de estudo.

REGIME DE COMPETIÇÃO ALIMENTAR

A comparação dos resultados obtidos nos estudos realizados no PECB (Izar, 2004) e no PET (Ferreira, 2003) indicou que, como esperado, o regime de competição ao qual as fêmeas de macaco-prego das duas áreas estavam submetidas foi semelhante (Tabela 3). Em ambas as populações foi observado conflito agonístico, ou competição direta, entre fêmeas de grupos distintos e de um mesmo grupo, ocorrendo, principalmente, durante disputa pelo alimento mais importante para os animais (frutos no caso do PECB e alimento provido no caso do PET). Além disso, em ambas as áreas de estudo foi constatada uma correlação positiva entre tamanho de grupo e distâncias percorridas diariamente e, também, entre tamanho do grupo e da área de uso, indicando que as fêmeas de grupos sociais distintos e de um mesmo grupo competem indiretamente pelo alimento (Isbell, 1991).

Tabela 3. Regime de competição alimentar de *C. nigritus* no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) e no Parque Ecológico do Tietê (PET). (ep/h=eventos por hora de observação).

Característica	PECB[1]	PET[2]
Competição direta entre grupos	Presente (0,06 ep/h)	Presente (0,07 ep/h)
Competição indireta entre grupos	Presente (grupos maiores têm área de uso maior)	Presente (grupos maiores têm área de uso maior)
Competição direta intragrupal	Presente (total=0,58 ep/h; 9,7% entre fêmeas)	Presente (total=0,60 ep/h; 4,2% entre fêmeas)
Competição indireta intragrupal	Presente (grupos maiores percorrem distâncias diárias maiores)	Presente (grupos maiores percorrem distâncias diárias maiores)
Principal contexto de agressão intragrupal	Alimento (fruto)	Alimento (plataforma)

[1] Izar (2004), [2] Ferreira (2003)

A única diferença encontrada entre as duas áreas de estudo foi quanto à freqüência de conflitos agonísticos, ou intensidade da competição direta, entre fêmeas do mesmo grupo, a qual foi mais acentuada no PECB do que no PET (χ^2=10,23, g.l.=1, p<0,005). Esse resultado está de acordo com a diferença na quantidade de alimento disponível nas duas áreas, uma vez que a competição direta entre as fêmeas foi maior na área onde o recurso alimentar pode limitar o sucesso reprodutivo (PECB). Já a competição direta entre grupos apresentou intensidade semelhante em ambas as áreas. De acordo com os modelos, seria esperada uma competição entre grupos mais acentuada no PET devido à alta densidade populacional. Novamente, essa discrepância deve-se às condições de alta disponibilidade de alimento ao longo de todo o ano no PET.

Em resumo, foram encontradas diferenças quanto à intensidade de competição alimentar entre as fêmeas adultas de macaco-prego nas duas áreas, as quais foram atribuídas à condição artificial de oferta abundante de alimento no PET. Porém, devido à semelhança na distribuição espacial e tamanho da principal fonte de alimento utilizada pelos macacos nas duas áreas, não foram encontradas outras diferenças quanto ao regime de competição intra- e intergrupal no PECB e PET.

Conforme assumem os modelos sócio-ecológicos, esses resultados sugerem que as variáveis tamanho e padrão de distribuição da fonte de alimento determinam o tipo de competição a que fêmeas de primatas estão submetidas. A quantidade de alimento, limitante ou não do sucesso reprodutivo de fêmeas, parece afetar a intensidade da competição, mas não o regime competitivo, ao contrário do argumento defendido por Isbell & Young (2002).

RELAÇÕES SOCIAIS DE FÊMEAS

Considerando que o regime de competição alimentar entre as fêmeas adultas de macaco-prego foi semelhante nas duas áreas de estudo, espera-se encontrar semelhanças também no padrão de relações sociais entre fêmeas nas duas áreas, ainda que a intensidade de competição tenha sido maior no PECB. Em função da competição intra-grupo por alimento (mais forte que a competição entre grupos), seria esperado que as fêmeas de macacos-prego de ambas as áreas de estudo apresentassem uma organização social do tipo residente-nepotista, permanecendo em seu grupo natal, organizando as relações de

dominância em uma hierarquia linear com coalizões e relações afiliativas ocorrendo preferencialmente entre fêmeas aparentadas.

No entanto, em sua análise sobre as relações sociais de fêmeas no PECB, Izar (2004) descreveu uma organização social que não se enquadra em nenhum dos tipos previstos pelos modelos, uma vez que as fêmeas podem transferir-se entre grupos, apresentam relações de dominância tolerantes organizadas em uma hierarquia parcial, não formam coalizões e pouco interagem afiliativamente entre si (Tabela 4). Apesar dessas discrepâncias, a autora considerou que seus resultados apóiam as duas principais premissas dos modelos: a distribuição da fonte de alimento afeta o regime competitivo a que fêmeas estão submetidas e o regime competitivo afeta as relações de dominância entre as fêmeas. Em seu estudo, Izar (2004) atribuiu as diferenças no padrão encontrado no PECB à pequena oferta de frutos na área, levando à possibilidade de transferência de fêmeas entre grupos e resultando em grupos compostos por fêmeas não aparentadas. A autora argumentou que esse padrão talvez não seja exclusivo do PECB, mas típico de populações que ocorrem mais ao sul da distribuição geográfica da espécie, como sugerido pelas observações de transferência de fêmeas relatadas por Lynch & Rímoli (2000) e Di Bitetti (2001). Mas causas ecológicas não são suficientes para explicar o padrão exato de relações sociais de fêmeas, especialmente a preferência pelo macho dominante, que é provavelmente relacionada a benefícios sociais (Izar, 2004).

De fato, concordando com essa hipótese, uma semelhança observada entre as duas populações comparadas no presente trabalho foi a importância do macho dominante como parceiro afiliativo de fêmeas (Tabela 4), o que também já foi observado em diversos outros estudos sobre macacos-prego (por exemplo, Di Bitetti, 1997; Izar, 1994; Janson 1990a, 1990b).

Ainda assim, a estrutura social observada no PET está mais de acordo com o previsto pelos modelos sócio-ecológicos. As fêmeas permanecem em seu grupo de origem, formam coalizões (ainda que em baixa freqüência) e apresentam relações afiliativas entre si dentro do esperado (Ferreira *et al*., 2006). A principal semelhança em relação à estrutura social observada no PECB foi a organização das relações de dominância entre as fêmeas em uma hierarquia parcial e não-linear (Tabela 4). Uma hierarquia de dominância parcial deve-se à ausência de relações de dominância entre certas díades, como conseqüência da tolerância entre as fêmeas de um mesmo grupo, e não a reversões de hierarquia (Izar *et al*., 2006), caracterizando uma organização social do

tipo residente-nepotista-tolerante (Izar, 2004), prevista pelo modelo sócio-ecológico em situação de forte competição intra- e entre grupos por alimento. A única possível discrepância na estrutura social observada no PET, em relação ao previsto pelo modelo, refere-se à baixa freqüência de coalizões entre fêmeas, mas esse resultado foi atribuído à estabilidade da hierarquia de dominância do grupo estudado (Ferreira *et al*., 2006).

Em conclusão, as disparidades entre a organização social dos macacos-prego do PECB e do PET não significam que o padrão encontrado no PET seja uma alteração em relação ao padrão "natural" ou selvagem. Ao contrário, o padrão encontrado no PECB é que foge do esperado pelos modelos sócio-ecológicos e do padrão observado em outras populações. Na maior parte dos estudos com macacos-prego (*C. apella* e *C. nigritus*) realizados em outras áreas de sua distribuição, as populações alimentam-se principalmente de fontes agregadas, resultando em forte competição intra-grupo por alimento e, como previsto, as fêmeas organizam-se em uma estrutura social do tipo

Tabela 4. Características comportamentais de *C. apella* no Parque Estadual Carlos Botelho e no Parque Ecológico do Tietê.

Característica	PECB[1]	PET[2,3]
Hierarquia de dominância entre fêmeas	Presente, não-linear	Presente, não-linear
Coalizões entre fêmeas	Não observadas, mais freqüentes com macho dominante ou juvenil	Pouco freqüentes (6,7% do total)
Relações afiliativas entre fêmeas	Raras, mais freqüentes com macho dominante	Dentro do esperado, acima do esperado com macho dominante
Transferência de fêmeas entre grupos	Flexível, fêmeas podem migrar, acompanhadas de infante e/ou juvenis	Ausente

[1] Izar (2004), [2] Ferreira *et al*. (2006), [3] Izar *et al*. (2006)

residente-nepotista (Cooper *et al.,* 2001; Di Bitetti, 1997, 2001; Janson, 1985; Robinson & Janson, 1987; Parr *et al.*, 1997; Sterck *et al.*, 1997).

Esses achados indicam que os macacos-prego apresentam grande plasticidade comportamental em função da variabilidade ambiental, não apenas no tocante aos recursos alimentares incluídos na dieta e às estratégias empregadas para sua exploração (tal como o uso de ferramentas, ver Fragaszy *et al.*, 2004 e Ottoni & Mannu, 2001), como também na organização social.

CONCLUSÃO

A análise aqui apresentada indica que o padrão comportamental observado em grupos vivendo em áreas de experimento natural não deve ser considerado, necessariamente, atípico e que modelos sócio-ecológicos podem ser testados também nessas populações, desde que as características ecológicas relevantes sejam adequadamente descritas e quantificadas. Isso se deve ao fato de que *Cebus* spp. são amplamente caracterizados na literatura pela sua plasticidade comportamental, incluindo a flexibilidade da dieta, não existindo um padrão fixo de organização social que seria especialmente modificado por condições artificiais. Como já afirmava Crook (1970), as pesquisas devem procurar identificar como o comportamento é afetado pela variabilidade ecológica dentro dos limites tolerados pelos padrões moldados ao longo da evolução. No caso de macacos-prego, esses limites podem estar relacionados a características bastante resistentes à variabilidade ecológica, tais como a existência de hierarquia de dominância e a preferência de fêmeas pelo macho dominante.

AGRADECIMENTOS

Esse trabalho foi financiado pela FAPESP (00/01052-4) e CAPES (2172/97-6 e 00022/03-9). Agradecemos ao Instituto Florestal por permitir a realização da pesquisa no Parque Estadual Carlos Botelho e à Diretoria do Parque Ecológico do Tietê.

BIBLIOGRAFIA

Boinski, S., Sughrue, K., Selvaggi, L., Quatrone, R., Henry, M. & Cropp, S. (2002) An expanded test of the ecological model of primate social evolution: competitive regimes and female bonding in three species of squirrel monkeys (*Saimiri oerstedii*, *S. boliviensis*, and *S. sciureus*). *Behaviour* 139:227-261.

Bradbury, J.W. & Verhencamp, S.L. (1977) Social organisation and foraging in emballonurid bats. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 2:1-17.

Cooper, M.A., Bernstein, I.S., Fragaszy, D.M. & de Waal, F.B.M. (2001) Integration of new males into four social groups.of tufted capuchins (*Cebus apella*). *International Journal of Primatology* 22: 663-683.

Crook, J.H. (1970) *Social Behaviour of Birds and Mammals*. Academic Press, London.

Dias, A.C., Custodio Filho, A., Franco, G.A.D.C. & Couto, H.T.Z. (1995) Estrutura do componente arbóreo em um trecho de floresta pluvial atlântica secundária – Parque Estadual Carlos Botelho. *Revista do Instituto Florestal* 7:125-155.

Di Bitetti, M.S. (1997) Evidence for an important role of allogrooming in a platyrrhine primate. *Animal Behaviour* 54:199-211.

Di Bitetti, M.S. (2001) Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigritus*) in a subtropical rainforest of Argentina. *Journal of Zoology* 253:33-45.

Eisenberg, J.F., Muckenhirn, N.A. & Rudran, R. (1972) The relation between ecology and social structure in primates. *Science* 176:863-874.

Ferreira, R.G. (2003) Coalitions and social dynamics of a semi-free ranging *Cebus apella* group. PhD. thesis, University of Cambridge, Cambridge.

Ferreira, R.G., Izar, P. & Lee, P.C. (2006) Exchange, affiliation and protective interventions in semifree-ranging brown capuchin monkeys (*Cebus apella*). *American Journal of Primatology* 68: 765-776.

Ferreira, R.G., Resende, B.D., Mannu, M., Ottoni, E.B. & Izar, P. (2002) Bird predation and prey transference in brown capuchin monkeys (*Cebus apella*). *Neotropical Primates* 10:84-89.

Fragaszy, D., Izar, P., Visalberghi, E., Ottoni, E.B & Oliveira, M.G. (2004) Wild capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) use anvils and

stone pounding tools. *American Journal of Primatology* 64:359-366.

Isbell, L.A. (1991) Contest and scramble competition: patterns of female aggression and ranging behavior in primates. *Behavioral Ecology* 2:143-155.

Isbell, L.A. & Young, T.P. (2002) Ecological models of female social relationships in primates: similarities, disparities, and some directions for future clarity. *Behaviour* 139:177-202.

Izar, P. (1994) Análise da estrutura social de um grupo de macacos-prego (*Cebus apella*) em condições de semi-cativeiro. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Izar, P. (2004) Female social relationships of *Cebus apella nigritus* in southeastern Atlantic forest: an analysis through ecological models of primate social evolution. *Behaviour* 141:71-99.

Izar, P. & Sato, T. (1997) Influência de abundância alimentar sobre a estrutura de espaçamento interindividual e relações de dominância em um grupo de macacos-prego (*Cebus apella*). In: *A Primatologia no Brasil, vol. 5* (S.F. Ferrari & H. Schneider, eds.). Gráfica e Editora Universitária/UFPA, Belém, pp. 250-267.

Izar, P., Ferreira, R.G. & Sato, T. (2006) Describing the organization of dominance relationships by Dominance Directed Tree method. *American Journal of Primatology* 68:189-207.

Janson, C.H. (1985) Aggressive competition and individual food consumption in wild brown capuchin monkeys (*Cebus apella*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 18:125-138.

Janson, C.H. (1990a) Social correlates of individual spatial choice in foraging groups of brown capuchin monkeys, *Cebus apella*. *Animal Behaviour* 40:910-921.

Janson, C.H. (1990b) Ecological consequences of individual spatial choice in foraging groups of brown capuchin monkeys, *Cebus apella*. *Animal Behaviour* 40:922-934.

Lynch, J.W. & Rímoli, J. (2000) Demography and social structure of group of *Cebus apella nigritus* (Goldfuss, 1809, Primates/Cebidae) at Estação Biológica de Caratinga, Minas Gerais. *Neotropical Primates* 8:44-49.

Mannu, M. (2002) O uso espontâneo de ferramentas por macacos-prego (*Cebus apella*) em condições de semi-liberdade: descrição e demografia. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Negreiros, O.C., Custódio Filho, A., Dias, A.C., Franco, G.A.D.C., Couto, H.T.Z., Vieira, M.G. & Moura Netto, B.V. (1995) Análise estrutural de um trecho de floresta pluvial tropical, Parque Estadual Carlos Botelho, Núcleo Sete Barras (SP - Brasil). *Revista do Instituto Florestal* 7:1-33.

Ottoni, E. & Mannu, M. (2001) Semi-free ranging tufted capuchin monkeys (*Cebus apella*) spontaneously use tools to crack open nuts. *International Journal of Primatology* 22:347-358.

Parr, L.A., Matheson, M.D., Bernstein, I.S. & de Waal, F.B.M. (1997) Grooming down the hierarchy: allogrooming in captive brown capuchin monkeys, *Cebus apella. Animal Behaviour* 54:361-367.

Resende, B.D., Greco, V.L.G., Izar, P. & Ottoni, E.B. (2003) Tufted capuchin monkeys (*Cebus apella*) predation on small mammals. *Neotropical Primates* 11:103-104.

Robinson, J.G. & Janson, C.H. (1987) Capuchins, squirrel monkeys and atelines: socioecological convergence with Old World primates. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhsaker, eds). University of Chicago Press, Chicago, pp. 69-82.

Sterck, E.H.M., Watts, D.P. & van Schaik, C.P. (1997) The evolution of female social relationships in nonhuman primates. *Behavioral Ecoogy and Sociobiology* 41:291-309.

Trivers, R.L. (1972) Parental investment and sexual selection. In: *Sexual Selection and the Descent of Man* (B. Campbell, ed.). Aldine Press, Chicago, pp. 136-179.

van Hooff, J.A.R.A.M. & van Schaik, C.P. (1992) Cooperation in competition: the ecology of primate bonds. In: *Coalitions and alliances in humans and other animals* (A.H. Harcourt & F.B.M. de Waal, eds.). Oxford University Press, Oxford, pp. 357-389.

van Schaik, C.P. (1989) The ecology of social relationships amongst female primates. In: *Comparative Socioecology: The Behavioural Ecology of Humans and Other Mammals* (V. Standen & R.A. Foley, eds.). Blackwell Scientific, Oxford, pp. 195-218.

Wrangham, R.W. (1980) An ecological model of female-bonded primate groups. *Behaviour* 75:262-300.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 339-351

Dieta e área de uso do sagüi-da-cara-branca (*Callithrix geoffroyi*) em Porto Seguro, Bahia

Anderson Abbehusen[1],
Rejâne Maria L. da Silva[2] & Cláudio E. Barreto[3]

[1] Universidade Católica do Salvador
[2] Universidade Federal da Bahia
[3] Universidade Salvador

RESUMO

O presente estudo foi realizado na Estação Vera-Cruz, Reserva Particular pertencente à Veracel Celulose S.A., durante os meses de janeiro de 2003 a janeiro de 2004. Um grupo de *Callithrix geoffroyi* composto por oito indivíduos foi estudado durante 283 horas, incluindo seis dias completos de observação. Os sagüis utilizaram uma área 22,2 ha, concentrando suas atividades em uma região nuclear de 6,5 ha, caracterizada principalmente pela presença de plantas produtoras de exsudados. O percurso diário variou de 550 a 1700 m, o qual foi percorrido a uma velocidade média de 0,33 km/h. As visitas dos sagüis à área nuclear variaram em resposta à oferta de recursos alimentares (Kruskal-Wallis, p=0,0014). Os comportamentos alimentar (consumir

* Endereço para correspondência: Anderson Abbehusen, Universidade Católica de Salvador, Centro de Ecologia e Conservação Animal-ECOA, Avenida Professor Pinto de Aguiar s/n, Campus de Pituaçu, Salvador, BA 41740-090, Brasil, Fone: +55-71-33247809, Fax: 33632017, Email: andersonaf@ucsal.br

fruto, exsudado e alimento de origem animal) e de forrageio foram registrados através do método de varredura instantânea em unidades amostrais de dois minutos com intervalos de três minutos. Os sagüis utilizaram 146 árvores pertencentes a 31 espécies como fonte de frutos e/ou exsudados, as quais apresentaram uma distribuição agregada (Índice de Payandeh, p=1,80**).** O índice de atividade fenológica mensal indicou que os frutos estavam disponíveis durante todo o ano. Os sagüis predaram lepidópteros (larvas e adultos, n=6), homópteros (n=8) e ortópteros (n=9). Também foi observada uma tentativa de captura de um anfíbio anuro.

Palavras-chave: Exsudado, área nuclear, Callitrichidae, primatas, Mata Atlântica

ABSTRACT

This study was conducted from January 2003 to January 2004 at the Estação Vera-Cruz, a private reserve owned by Veracel Celulose S.A., Porto Seguro, State of Bahia, Brazil. A group of *Callithrix geoffroyi* composed of eight individuals was studied for 283 hours, including six full days of observation. The marmosets used a home range of 22.25 ha and concentrated their activities in a 6.5 ha core area characterized by the presence of exudate-producing trees. A day range varying from 550 to 1700 m was covered at a mean speed of 0.33 km/h. The availability of food resources affected marmoset visits to the core area (Kruskal-Wallis, p=0.0014). Feeding (on fruits, exudates and prey) and foraging behaviors were recorded in instantaneous scan sampling units of 2 minutes every 5 minutes. Marmosets fed on fruits and/or exudates from 146 trees belonging to 31 species, which showed a clumped distribution (Payandeh Index, p=1.80). The index of monthly phenological activity showed that fruits were available throughout the year. Marmosets preyed upon lepidopterans (caterpillars and adults, n=6), homopterans (n=8) and orthopterans (n=9). A predation attempt on an anuran amphibian was also observed.

Key words: Exudate, core area, Callitrichidae, primates, Atlantic Forest

INTRODUÇÃO

A área de uso ou área de vida pode ser definida como uma região utilizada por um indivíduo ou grupo social para exercer suas atividades diárias, tais como reprodução, alimentação e interações sociais (Bergallo, 1990). No interior da área de uso podem existir regiões nucleares onde certos recursos estão mais concentrados e que, por isso, são mais freqüentemente visitadas.

Os principais fatores determinantes do tamanho da área de uso são os seus recursos alimentares e a habilidade que cada indivíduo ou grupo tem para adquiri-los. Sendo assim, espécies que utilizam recursos cuja oferta é mais abundante durante o ano inteiro (como os exsudados) apresentam área de vida menor quando comparadas com espécies que utilizam recursos cuja disponibilidade apresenta maior variação sazonal e espacial (como os frutos) (Alonso & Langguth, 1989; Castro *et al.*, 2000; Faria, 1989; Rylands & Faria, 1993; Soini, 1988). Para essas espécies de primatas, a sobrevivência depende da sincronização entre a nutrição exigida pelos diversos integrantes de um grupo e essas mudanças sazonais, além da qualidade e quantidade do alimento disponível (Hershkovitz, 1977).

A preferência por certas formações vegetais depende da flexibilidade ecológica de cada grupo, a qual está relacionada à quantidade de itens incluídos na dieta, à diversidade florística, à disponibilidade do recurso alimentar e às adaptações alimentares apresentadas de cada espécie (Castro *et al.*, 2000). Os representantes do gênero *Callithrix*, por exemplo, apresentam ampla flexibilidade ecológica (Coimbra-Filho, 1982; Sussman & Kinzey, 1984) e preferência por vegetação secundária ou perturbada e hábitat de borda (Ferrari & Lopes Ferrari, 1989; Rylands *et al.*, 1993; Sussman & Kinzey, 1984; Terborgh, 1983).

C*allithrix geoffroyi* (É. Geoffroy in Humboldt, 1812) habita a floresta pluvial tropical da costa atlântica, floresta semidecídua com alta proporção de espécies perenifólias do leste do Brasil e marginalmente o Cerrado (de Vivo, 1991), tendo sua ocorrência limitada aos estados brasileiros de Minas Gerais, Espírito Santo e extremo sul da Bahia (Hershkovitz, 1977, Oliver & Santos, 1991, Rylands *et al.*, 1993). Segundo Coimbra-Filho (1990), *C. geoffroyi* foi introduzido de forma irresponsável na região do baixo Rio Jequitinhonha provavelmente em 1975.

Embora *C. geoffroyi* não conste na lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção do IBAMA, a UICN classifica a espécie, desde 2000, como vulnerável, devido à fragmentação e perda de hábitats e ao declínio das populações remanescentes nas suas áreas originais de ocorrência. Oliver & Santos (1991) comentam que essas populações ainda teriam uma distribuição relativamente ampla, evidenciando que podem ser manejadas para sobreviver, e que as áreas ainda existentes podem dar suporte para a conservação da espécie.

Para que as estratégias de manejo de espécies com populações em declínio, como *C. geoffroyi*, tenham sucesso, é fundamental conhecer sua biologia, ecologia, distribuição geográfica e estado de conservação atual. O presente trabalho teve como objetivo estudar a ecologia alimentar e sua relação com o tamanho da área de uso de um grupo de *C. geoffroyi* vivendo em um fragmento florestal no extremo sul da Bahia.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em um fragmento florestal com cerca de 56 ha pertencente à Estação Vera Cruz, Reserva Particular do Patrimônio Natural da Veracel Celulose S.A. (16º17'-16º22'S, 39º08'-39º11'O; Oliver & Santos, 1991), em Porto Seguro, BA. O índice pluviométrico durante o período de estudo foi de 1273 mm, com 81 dias chuvosos, umidade relativa do ar média de 87% e temperatura média de 23ºC. O grupo de estudo era composto por oito indivíduos, dentre os quais uma fêmea adulta, dois machos adultos e dois filhotes. Não foi possível determinar a classificação sexo-etária dos outros três indivíduos.

Os dados foram coletados pelo método de varredura instantânea (Altmann, 1974) em unidades amostrais de dois minutos e intervalos de três minutos no período de janeiro de 2003 a janeiro de 2004 durante, pelo menos, quatro dias de campo por mês. O grupo foi observado por 283 horas, sendo acompanhado por seis dias completos (=78,3 h, um em outubro de 2003, três em julho de 2003 e dois em janeiro de 2004).

Apenas os comportamentos associados à procura e ao consumo de alimento foram registrados após serem classificados em:

- Deslocamento: locomoção vertical ou horizontal por uma distância superior ao tamanho do próprio corpo;
- Forrageio: procura por presa animal, através de monitoramento visual e ou manuseio de substrato (folhas, galhos, bromélias etc.);
- Consumo de frutos: mastigar e/ou ingerir frutos;

- Consumo de exsudado: mastigar e/ou ingerir goma, resina ou látex;
- Consumo de alimento de origem animal: mastigar e/ou ingerir vertebrados ou invertebrados.

A identificação dos frutos, exsudados e presas componentes da dieta foi determinada por observação direta ou através de indicadores indiretos (Mendes, 1995), tais como restos alimentares e perfurações nos troncos. Foram identificadas todas as árvores que tiveram seus frutos consumidos pelos sagüis. Posteriormente, foi realizado um estudo fenológico mensal e empregado o índice de atividade ou porcentagem dos indivíduos proposto por Bencke & Morellato (2002) para determinar a quantidade de frutos maduros disponíveis ao longo do período do estudo. Também foi determinado o padrão de distribuição espacial das espécies vegetais utilizadas pelos sagüis como fonte de frutos e exsudados (Índice de Payandeh; Payandeh, 1970).

A área de uso foi definida pelo somatório dos quadrantes (50 x 50 m) utilizados pelo grupo durante todo o período de estudo. Os quadrantes formaram uma rede de trilhas alfanumérica determinados com o auxílio de GPS Garmim12®; os pontos e os grides foram montados no GPS Trackmaker® e o mapa feito com o auxílio do AUTOCAD® (Autocad, 2004). Em relação à freqüência de visitação foi seguida a metodologia empregada por Castro *et al.* (2000), onde o uso dos quadrantes foi classificado em alto (acima de 10% dos dias), regular (entre 1% e 10%) e baixo (abaixo de 1%) (Figura 1). ANOVA não paramétrica (Kruskal Wallis) foi utilizada para testar a existência de diferenças estatisticamente significativas no uso dos quadrantes mais visitados ao longo do ano (INSTAT®; Graphpad, 1998).

RESULTADOS

Os sagüis utilizaram 89 quadrantes, o que equivale a uma área de 22,25 ha (Figura 1). Deslocaram-se a uma velocidade média de 0,33 km/h, percorrendo uma distância mínima de 550 m no dia 22 de julho de 2003 e máxima de 1700 m no dia 7 de outubro de 2003.

Os esforços do grupo para a procura e consumo de alimento foram concentrados em 26 quadrantes, caracterizando uma área nuclear de 6,5 ha, cuja freqüência de visitação variou de forma significativa ao longo do período de estudo (H=31965, g.l.=12, p=0,0014). Não foi observada diferença significativa na freqüência de visitação dos quadrados com alta

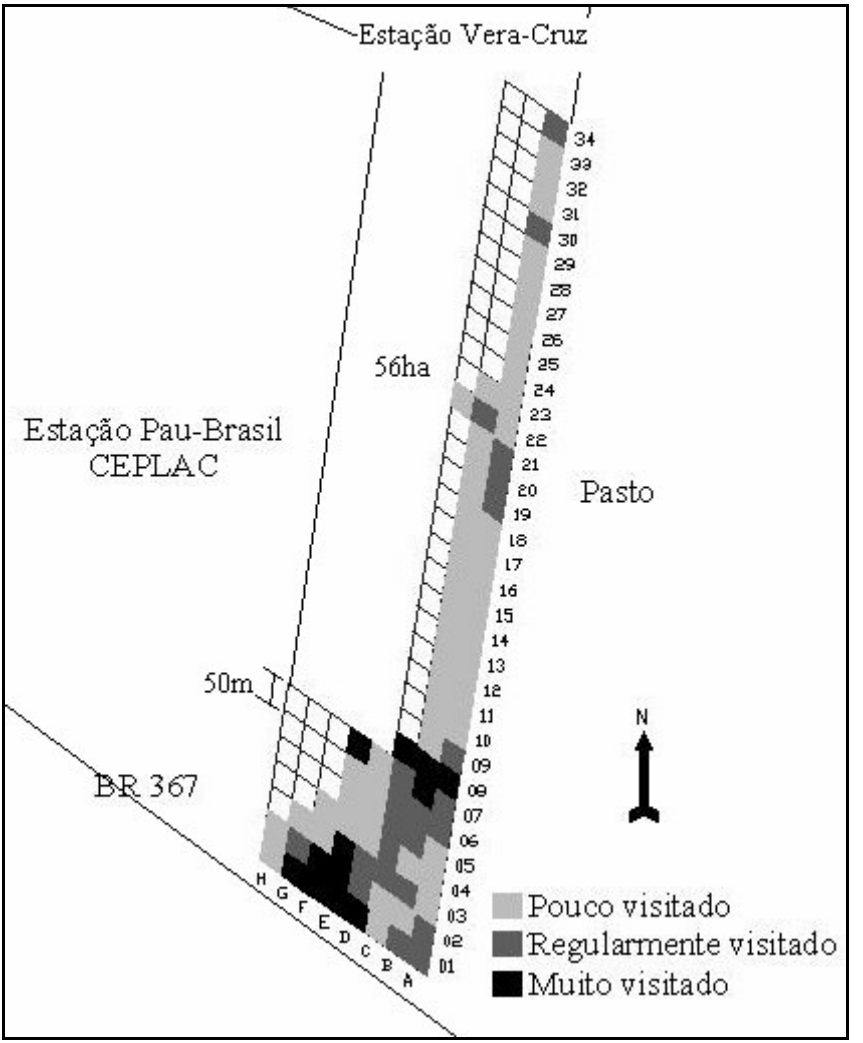


Figura 1. Representação esquemática do sistema de trilhas na RPPN Veracel Celulose e do uso dos quadrantes pelo grupo de sagüis.

visitação (comparação múltipla de Dunn). No entanto, um uso mais intenso de uma área com maior densidade de plantas produtoras de exsudados coincidiu com o início de uma redução brusca da pluviosidade.

Os sagüis utilizaram 146 árvores pertencentes a 31 espécies (Tabela 1) como fonte de alimento, das quais 128 árvores de 26 espécies forneceram frutos. As espécies mais utilizadas foram *Sorocea guilleminiana*, *Tapirira guianensis*, *Rollinia bahiensis*, *Henriettea sucosa* e *Artocarpus integrifolia*. Os frutos de *A. integrifolia* eram perfurados pela base até chegar aos gomos e, depois, consumidos quase na íntegra pelos sagüis durante vários dias consecutivos. Outras três espécies tiveram seus frutos manipulados pelos sagüis, mas seu consumo não foi observado: *Protium heptaphyllum*, *Eschewelera ovata* e *Protium icicariba*.

Sete espécies (42 árvores) foram utilizadas como fonte de exsudados. As espécies mais utilizadas em ordem decrescente foram *Scheflera morototonii*, *Tapirira guianensis* e *Zanthoxylum riedelianum*. Todas as perfurações feitas em árvores de *S. morototoni* foram realizadas nas forquilhas, onde a secreção da resina era bastante intensa. As perfurações em *Z. riedelianum* sempre foram feitas em galhos mais finos localizados por volta dos 10 m de altura. Marcas antigas em *Guapira obtusada* e *Simaruba amara* também foram observadas, não tendo sido registrada ingestão de exsudado dessas espécies pelo grupo de estudo. As espécies *T. guianensis* e *Guapira opposita* foram utilizadas para o consumo de frutos e exsudados.

Os picos de frutificação das espécies variaram ao longo do ano. Como o término desta fenofase em algumas espécies coincidiu com o seu início em outras, houve disponibilidade e consumo de frutos pelos sagüis praticamente durante o ano inteiro. Entre os meses de novembro e dezembro, ocorreram reduções nos perfis de frutificação, os quais coincidiram com a diminuição da pluviosidade. Muitas espécies tiveram seu pico de frutificação no mês de julho, quando foi observada a maior precipitação na região.

As plantas utilizadas como fonte de alimento pelos sagüis apresentaram uma dispersão agregada (geral: p=1,80; fontes de fruto: p=1,74; fontes de exsudado: p=1,93). As espécies produtoras de exsudado, por exemplo, estavam concentradas em poucos quadrados. Durante o deslocamento, os sagüis normalmente utilizavam as mesmas rotas.

Tabela 1. Espécies vegetais utilizadas por *C. geoffroyi* como fonte de alimento, número de indivíduos explorados (N), item, período de frutificação e localização na área de estudo.

Família	Espécie (nome popular)	N	Item	Frutificação	Localização
Anacardiaceae	*Schinus terebintifolius* (aroeira)	1	F	jul-out	2E
Anacardiaceae	*Tapirira guianensis* (pau pombo)	13	F/E	jan-jun	5A,7A,19A,34A, 2D,1E,2E,1F
Annonaceae	*Guatteria nigrescens* (pindaíba preta)	2	F	jun-ago	8B,8E
	Rollinia bahiensis (pinha da mata)	3	F	jan-abr	8A,7B,7C
	Xilopia ochrantha (pindaíba)	1	F	jul	5A
Apocynaceae	*Peschiera hystrix* (leiteira)	4	F	jan/jun-jul	6A,8A,7C,2E
Araliaceae	*Scheflera morototonii* (matataúba)	7	E	dez-jan/jun	1A,7C,1D,1E,1F
Boraginaceae	*Cordia* sp. (baba de boi)	1	F	mar	34A
Burseraceae	*Protium heptaphyllum** (amescla mirim)	2	F	mai-jun	7A
	*Protium icicariba** (amescla)	8	F	fev-mai	7A,8A,7B,12A, 34A
	Simaruba amara (pau paraíba)	2	E	-	6A,8A,7B
Euphorbiaceae	*Pêra glabrata* (sete cascas)	1	E	-	1F
Flacourtiaceae	*Casearia commersoniana* (aderninho capoeira)	10	F	mar-jul	7A,7B,8A
Gutifferaceae	*Vismia guianensis* (copiã vermelha)	6	F	dez-fev	8A,33A,34A
Icacinaceae	*Emotum acuminatum* (aderno)	4	F	dez-mar	8A,9B,34A
Lecythidaceae	*Eschewelera ovata* * (biriba)	1	F	fev-jun	7B

Continua

Continuação da Tabela 1

Família	Espécie (nome popular)	N	Item	Frutificação	Localização
Leguminosae Mimosaceae	*Inga capitata* (ingá mirim)	1	F	jul-set	8B
	Inga thibaudiana (ingá macaco)	3	F	mai-set	7B,7C
Malpighiaceae	*Byrsonima sericea* (murici canela de veio)	6	F	jan-mai/out	8A,9A,11A,12A
	Byrsonima stipulacea (murici cabeludo)	3	F	jul-set	22A,33A,34A
Melastomataceae	*Henriettea sucosa* (mundururu melado)	6	F	jan-set	8A,10A,11A, 32A,33A,34A
	Miconia dodecandra (mundururu branco)	8	F	mar-out	7A,7B,8A,33A, 34A
Moraceae	*Artocarpus integrifólia* (jaqueira)	7	F	out-fev	1A,1E,2A,2E, 33B,33C
	Sorocea guilleminiana (amora branca)	14	F	mar-jun	7B,7C,8A,8B, 31A,32A,34A
Myrtaceae	Não identificada (baba de boi)	3	F	jan/out	6A,8A
Nyctaginaceae	*Guapira obtusada* (pau de colher)	2	E	-	1A,3A
	Guapira opposita (pau sapo/farinha seca)	11	F/E	jan/abri-jun	7A,8A,11A,7C, 2E
Rutaceae	*Esenbeckia leiocarpa* (durão)	6	F	mar-mai	8A,7A,7B,12A, 32A,34A
	Zanthoxylum riedelianum (mamica de porca)	6	E	-	6A,1E,1F,1G
Sapotaceae	*Pouteria* sp. (bapeba vermelha)	3	F	jan-jul	7B,15A,16A
Solanaceae	Não identificada (cipós espinho)	1	F	mai-set	8A
Total	**31**	**146**			

F=fruto, E=exsudado, *****=espécies nas quais os sagüis foram vistos manipulando os frutos, porém sem ingestão.

Em relação ao consumo de presas, foi possível identificar o espécime consumido em nível de ordem em 23 ocasiões. Os sagüis predaram lepidópteros (larvas e adultos, n=6), homópteros (n=8) e ortópteros (n=9). Foi observada, apenas uma vez, a tentativa de captura de um anfíbio anuro. O forrageio por itens de origem animal ocorreu de forma aleatória, não sendo possível identificar a utilização de rotas pré-determinadas.

DISCUSSÃO

Os resultados referentes ao percurso diário e ao tamanho da área de vida assemelham-se aos descritos por Passamani & Rylands (2000), os quais relatam *C. geoffroyi* utilizando percursos variando de 480 a 1980 m e uma área de vida de 23,3 ha. Estes mesmos autores observaram que, devido a diferenças sazonais marcantes, *C. geoffroyi* utilizou uma área significativamente maior na estação seca.

A estrutura do hábitat e, principalmente sua oferta de recursos alimentares, parece ter influenciado o tamanho da área de vida dos sagüis, cuja utilização espacial variou em resposta à disponibilidade destes recursos. A localização das áreas nucleares, por exemplo, foi afetada pela presença de fontes de exsudado. A estratégia dos sagüis de permanecerem próximos a essas fontes parece ser bem sucedida, já que os exsudados representam um alimento facilmente obtido e disponível ao longo de todo ano. Por outro lado, a constante utilização de espécies vegetais em frutificação ao longo dos percursos diários sugere que o padrão de deslocamento esteja relacionado com o consumo de frutos. Já durante o forrageio por itens de origem animal, importante fonte de proteínas e lipídios para os calitriquíneos (Garber, 1993), os sagüis apresentavam-se dispersos em uma área maior, o que pode estar relacionado a um aumento na eficiência de captura das presas.

Tapirira guianensis tem sido citada como uma das espécies mais utilizadas na obtenção de exsudados por primatas do gênero *Callithrix* (Castro, 2003; Castro *et al.*, 2000; Faria, 1984, 1986). Neste trabalho, a espécie mais utilizada foi *S. morototonii*. Não foram encontrados na literatura registros do consumo de exsudados de *Z. riedelianum*. A concentração das perfurações em certas porções das árvores pode estar relacionada à superficialidade dos canais gomíferos ou à maciez de sua casca (Faria, 1986), o que facilitaria a obtenção do exsudado.

Mello (1985) cita que árvores que não produzem seiva em quantidade adequada ou cuja goma apresenta baixa qualidade nutricional podem ser descartadas pelos sagüis. É possível que esta hipótese explique as marcas antigas encontradas em *G. obtusada* e *S. amara*, cuja utilização não foi observada no presente estudo.

Os resultados deste estudo permitem sugerir que *C. geoffroyi* apresenta, assim como outras espécies do gênero, flexibilidade ecológica na exploração dos recursos alimentares e na utilização do hábitat, o qual pode incluir ambientes alterados pelo homem, tais como pastos e rodovias. As informações disponíveis sobre a espécie na Bahia são insuficientes e os fragmentos florestais do extremo sul do Estado estão desaparecendo rapidamente, juntamente com as populações remanescentes de *C. geoffroyi*. Esta situação ressalta o importante papel desempenhado pelas unidades de conservação particulares, como a RPPN da Veracel Celulose S.A., na proteção a longo prazo destes sagüis no Estado da Bahia.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia por possibilitar o desenvolvimento deste trabalho, parte da minha dissertação de mestrado. A Veracel Celulose e ao Centro de Ecologia e Conservação Animal da Universidade Católica do Salvador pelo apoio logístico e aos meus orientadores Rejâne Lira da Silva e Cláudio Barreto pelo apoio e confiança ofertados.

BIBLIOGRAFIA

Alonso, C. & Langguth, A. (1989) Ecologia e comportamento de *Callithrix jacchus* (Primates: Callitrichidae) numa ilha de Floresta Atlântica. *Revista Nordestina de Biologia* 6:107-137.

Altmann, J. (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227-267.

Autocad (2004) *Autocad*. Autodesk Inc..

Bencke, C.S.C. & Morellato, P.C. (2002) Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. *Revista Brasileira de Botânica* 3:269-275.

Bergallo, H.G. (1990) Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. *Ciência e Cultura* 42:1067-1072.

Castro, C.S.S. (2003) Tamanho da área de vida e padrão de uso do espaço em grupos de sagüis, *Callitrhix jacchus* (Linnaeus) (Primates, Callitrichidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 20:91-96.

Castro, C.S.S., Araújo, A., Alho, C. & Dias Filho, M. (2000) A influência da distribuição e disponibilidade dos frutos, na dieta e uso do espaço em sagüis-do-nordeste (*Callithrix jacchus*). In: *A Primatologia no Brasil, vol .7* (C. Alonso & A. Langguth, eds.). Editora Universitária/UFPB, João Pessoa, pp. 65-80.

Coimbra-Filho, A.F. (1982) Distribuição geográfica, ecologia, extinção e preservação dos platirrinos. In: *Genética Comparada de Primatas Brasileiros* (P.H. Saldanha, ed.). Sociedade Brasileira de Genética, Ribeirão Preto, pp. 83-103.

Coimbra-Filho, A.F. (1990) Sistemática, distribuição geográfica e situação atual dos símios brasileiros (Platyrrhini - Primates). *Revista Brasileira de Biologia* 50:1063-1079.

Faria, D.S. (1984) Aspectos gerais do comportamento de *Callithrix jacchus penicillata* em mata ciliar do Cerrado. In: *A Primatologia no Brasil* (M.T. Mello, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 55-65.

Faria, D.S. (1986) Tamanho, composição de um grupo social e área de vivência (home range) do sagüi *Callithrix jacchus penicillata* na mata ciliar do Córrego Capetinga, Brasília, DF. In: *A Primatologia no Brasil, vol*. 2. (M.T. Mello, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 87-105.

Faria, D.S. (1989) O estudo de campo com mico-estrela no planalto central brasileiro. In: *Etologia de Animais e de Homens* (C. Ades, ed). Edicon/EDUSP, São Paulo, pp. 109-121.

Ferrari, S.F. & Lopes Ferrari, M.A. (1989) A re-evaluation of the social organizations of the Callitrichidae, with reference to the ecological differences between genera. *Folia Primatologica* 52:132-147.

Garber, P.A. (1993) Feeding ecology and behaviour of the genus *Saguinus*. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour, and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, Oxford. pp. 278-295.

Graphpad (1998) *Graphpad Instat*. Graphpad Software Inc..

Hershkovitz, P. (1977) *Living New World Monkeys (Platyrrhini), vol. 1*. University of Chicago Press, Chicago.

Mello, M.T. (1985) Atividade roedora de *Callithrix penicillata* (sagüi, mico estrela). In: *A Primatologia no Brasil, vol. 2* (M.T. Mello, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 107-129.

Mendes, S.L. (1995) Importância dos remanescentes de Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo para a conservação de primatas. *Cadernos de Pesquisa da UFES* 4:1-14.

Oliver, W.L.R. & Santos, I.B. (1991) Threatened endemic mammals of the Atlantic Forest region of south-east Brazil. *Wildlife Preservation Trust, Special Scientific Report* 4:32-41.

Passamani, M. & Rylands, A.B. (2000) Home range of a Geoffroy's marmoset group, *Callithrix geoffroyi* (Primates, Callithichidae) in south-eastern Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 60:275-281.

Rylands, A.B., Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (1993) Systematics, geographic distribution and some notes on the conservation status of the Callitrichidae. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 11-77.

Rylands, A.B. & Faria, D.S. (1993) Habitats, feeding ecology and home range size in the genus *Callithrix*. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 262-272.

Soini, P. (1988) The pygmy marmosets, genus *Cebuella*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, D.C., pp. 79-129.

Sussman, R.W. & Kinzey, W.G. (1984) The ecological role of the Callitrichidae: a review. *American Journal of Physical Anthropology* 64:419-449.

Terborgh, J. (1993) *Five New World Primates: A Study in Comparative Ecology*. Princeton University Press, Princeton.

de Vivo, M. (1991) *Taxonomia de* Callithrix *Erxleben, 1977 (Callitrichidae, Primates)*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 353-361

Padrão de atividades e dieta de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940: uma análise sexo-etária

Flávia Koch & Júlio César Bicca-Marques

Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

RESUMO

Estudos têm encontrado diferenças na composição da dieta e/ou no padrão de atividades das classes sexo-etárias em algumas espécies de primatas e outros mamíferos. Tais diferenças têm sido relacionadas às necessidades nutricionais de indivíduos imaturos, fêmeas gestantes ou lactantes e machos adultos (de maior tamanho corporal). Neste estudo comparamos a influência do sexo e idade dos indivíduos de um grupo habituado de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*; 11-13 indivíduos: 2 machos adultos, 2 fêmeas adultas, 1-2 machos subadultos, 2-3 machos jovens, 1 fêmea jovem e 2-3 infantes) na composição de sua dieta e no seu padrão de atividades. O grupo foi estudado em uma mata de encosta no Morro da Extrema (30°12'S, 51°04'O), Porto Alegre, Estado do Rio Grande do Sul, no período de junho de 2002 a agosto de 2003. Em 609 horas de observação foram obtidos 12218 registros comportamentais pelo método da varredura instantânea. Não foram

* Endereço para correspondência: Flávia Koch, Laboratório de Primatologia, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Avenida Ipiranga 6681 Prédio 12A, Porto Alegre, RS 90619-900, Brasil, Fone: +55-51-33203545 r. 4742, Fax: 33203612, Email: biokoch@gmail.com

observadas diferenças significativas no tempo dedicado à alimentação e na contribuição dos itens alimentares (folha, fruto e flor) para a dieta das classes sexo-etárias (Kruskal-Wallis, NS). No entanto, o descanso (H=40,558, g.l.=5, p<0,001), a locomoção (H=27,793, g.l.=5, p<0,001) e o comportamento social (H=13,119, g.l.=5, p=0,022) variaram entre as classes. O tempo dedicado ao descanso aumentou com a idade e os infantes independentes locomoveram-se mais que os adultos e subadultos. Em relação ao comportamento social, machos jovens e subadultos engajaram-se nesse tipo de atividade significativamente mais que machos e fêmeas adultos.

Palavras-chave: Bugio-ruivo, descanso, locomoção, comportamento social, idade

ABSTRACT

Studies on primates and other mammals have reported age-sex differences in diet composition and/or activity budget that have been related to the nutritional requirements of young individuals, pregnant or lactating females and adult males (of larger body size). In this study we compare the influence of sex and age on individual diet composition and activity budget in a habituated group of brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*; 11-13 individuals: 2 adult males, 2 adult females, 1-2 subadult males, 2-3 juvenile males, 1 juvenile female and 2-3 infants). The group was studied from June 2002 to August 2003 at the Morro da Extrema (30°12'S, 51°04'W), Porto Alegre, State of Rio Grande do Sul, Brazil. A total of 12218 behavioral records were obtained during 609 hours of observation by the scan sampling method. No age-sex difference was found in time spent feeding and in the contribution of major food items (leaves, fruits and flowers) to the diet (Kruskal-Wallis, NS). However, time spent resting (H=40.558, d.f.=5, p<0.001), moving (H=27.793, d.f.=5, p<0.001) and socializing (H=13.119, d.f.=5, p=0.022) varied among age-sex classes. Time spent resting increased with age, whereas independent infants spent more time moving than adults and subadults. In addition, juvenile and subadult males engaged in social interactions more frequently than adult males and females.

Key words: Brown howler monkey, resting, locomotion, social behavior, age

INTRODUÇÃO

Em muitas espécies de primatas, a idade e/ou o sexo dos indivíduos podem influenciar a composição de sua dieta e/ou o seu orçamento de atividades (Agetsuma, 2001; Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1994; Boinski, 1988; Hanya, 2003). Os padrões observados têm sido relacionados a diferenças nas necessidades energéticas e nutricionais de infantes, jovens, fêmeas grávidas ou lactantes e machos adultos e à posição hierárquica de cada indivíduo dentro do seu grupo (Harrison, 1983; Pavelka & Knopff, 2004).

Assim, fêmeas grávidas podem apresentar um baixo consumo de folhas em comparação aos machos adultos, provavelmente devido ao aumento dos níveis de progesterona durante a gestação, o que reduz sua capacidade de metabolizar os compostos secundários, mais freqüentes nesse tipo de alimento (Freeland & Janzen, 1974). Já o maior consumo de flores pelos machos adultos dominantes pode estar relacionado à sua prioridade de acesso ao alimento, como foi observado por Harrison (1983) em um grupo de *Cercopithecus sabaeus*. Quanto ao padrão de atividades, machos adultos têm sido observados alocando menos tempo em comportamentos sociais e de forrageio do que indivíduos jovens e fêmeas adultas (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1994; Harrison, 1983).

Nesse estudo, compara-se o padrão de atividades e a dieta das classes sexo-etárias de um grupo de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) no sul do Brasil. Os bugios são primatas folívoro-frugívoros (Crockett & Eisenberg, 1987), caracterizados por um padrão de atividades onde se destaca o descanso (Neville *et al*., 1988). Em estudo realizado com bugios-pretos (*Alouatta caraya*), Bicca-Marques & Calegaro-Marques (1994) observaram que o tempo dedicado ao descanso aumenta com a idade, enquanto a locomoção é mais freqüente entre os indivíduos jovens. Tal variação no padrão de atividades dos bugios-pretos, no entanto, não refletiu diferenças na composição da dieta das classes sexo-etárias, as quais consumiram proporções muito semelhantes de folhas, frutos e flores.

MATERIAL E MÉTODOS

Um grupo de bugios-ruivos foi estudado entre julho de 2002 e agosto de 2003 em uma mata de encosta no Morro da Extrema (30°12'S, 51°04'O), Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Este grupo já havia sido estudado por Fialho (2000), Liesenfeld (2003) e Jardim (2005). O período de abril a julho de 2002 foi utilizado para a re-habituação dos animais e para a prática da técnica de coleta de dados e identificação das classes sexo-etárias. A composição do grupo oscilou entre 11 e 13 indivíduos (dois machos adultos, duas fêmeas adultas, um a dois machos subadultos, dois a três machos jovens, uma fêmea jovem e dois a três machos infantes). Os dados referentes aos infantes dependentes foram excluídos da análise.

Os dados foram coletados do amanhecer ao pôr-do-sol pelo método de varredura instantânea (Altmann, 1974) em unidades amostrais com 5 minutos de observação e 10 minutos de intervalo. O comportamento dos animais foi classificado em descanso, alimentação, locomoção, social e outros (beber água e explorar o ambiente) e os alimentos em folha, fruto e flor. O padrão de atividades e a composição da dieta de cada classe foram calculados mensalmente pelo método da freqüência (Oates, 1977) e comparados pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Siegel, 1956).

RESULTADOS

Em 609 horas de observação distribuídas em 61 dias de coleta de dados foram obtidos 12218 registros comportamentais. O grupo de estudo foi observado descansando em 56% dos registros (n=6842), locomovendo-se em 24% (n=2932), alimentando-se em 12% (n=1466) e em comportamentos sociais em 5% (n=978). O item alimentar consumido foi identificado em 89% dos registros de alimentação. As folhas foram o principal alimento (66% dos registros, n=968), seguidas por frutos (19%, n=279) e flores (4%, n=58).

Não foram observadas diferenças significativas no tempo dedicado à alimentação (Figura 1) e na contribuição dos itens alimentares para a dieta das classes sexo-etárias (Kruskal-Wallis, NS) (Figura 2). No entanto, o descanso ($H=40{,}558$, g.l.=5, $p<0{,}001$), a locomoção ($H=27{,}793$, g.l.=5, $p<0{,}001$) e o comportamento social ($H=13{,}119$,

g.l.=5, p=0,022) variaram entre as classes. O tempo dedicado ao descanso aumentou com a idade e os machos infantes independentes locomoveram-se mais que os adultos e subadultos. Em relação ao comportamento social, machos jovens e subadultos engajaram-se neste tipo de atividade significativamente mais que machos e fêmeas adultos (Figura 1).

DISCUSSÃO

Os resultados do padrão de atividades das classes sexo-etárias estão de acordo com o observado em *A. caraya* por Bicca-Marques & Calegaro-Marques (1994), especialmente em relação às diferenças no tempo dedicado ao descanso e à locomoção. O aumento observado na locomoção pelos infantes parece estar relacionado à sua exploração mais intensa do ambiente, especialmente nos períodos de descanso prolongado (sesta) do grupo. Em relação ao comportamento social, o maior engajamento de machos jovens e subadultos é compatível com uma necessidade de aprimoramento de suas habilidades psico-motora-sensoriais.

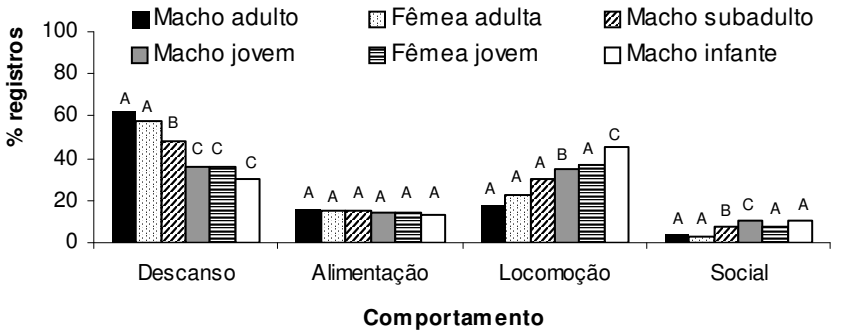


Figura 1. Orçamento de atividades dos indivíduos de cada classe sexo-etária. As classes com a mesma letra não apresentaram diferença significativa no comportamento em questão.

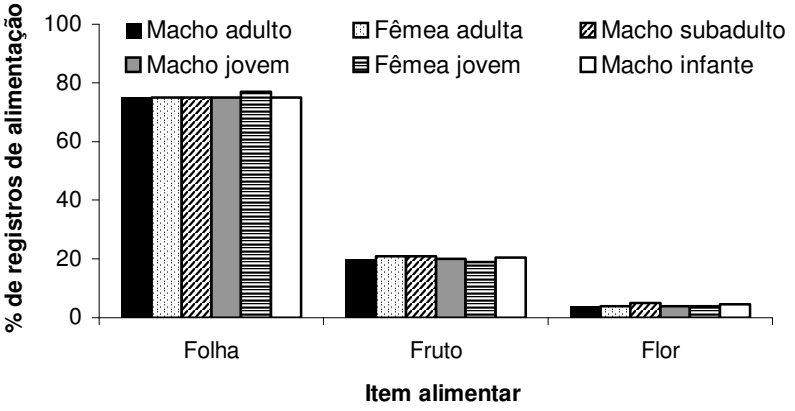


Figura 2. Composição da dieta dos indivíduos de cada classe sexo-etária.

A similaridade da dieta entre as classes sexo-etárias de *A. g. clamitans* está de acordo com o observado por Bicca-Marques & Calegaro-Marques (1994) e Pavelka & Knopff (2004) em outras espécies do gênero *Alouatta*. É possível que esta similaridade esteja refletindo apenas a disponibilidade de itens presentes nas áreas de alimentação, uma vez que os bugios apresentam um forrageio coeso.

Devido à ausência de adaptações anatômicas associadas à folivoria como as que são encontradas nos folívoros do Velho Mundo (colobíneos e indriídeos), os bugios são considerados folívoros comportamentais (Milton, 1980). Segundo Milton (1980), a alta porcentagem de tempo dedicada ao descanso pelos primatas do gênero *Alouatta* permite uma economia de energia necessária para auxiliar no processo de digestão da grande quantidade de folhas consumidas diariamente. Dessa forma, é possível que apesar das diferenças comportamentais observadas entre as classes sexo-etárias neste trabalho, a similaridade de sua dieta deva-se ao fato da quantidade de folhas ingeridas por cada classe na área de estudo (cerca de 74% dos registros de alimentação) já estar no limite máximo permitido por sua morfologia e fisiologia.

Conseqüentemente, não seria energeticamente viável que os machos adultos, por exemplo, incluíssem uma proporção ainda maior deste item

em sua dieta do que as fêmeas adultas e os subadultos, conforme observado em espécies como *Gorilla gorilla beringei* (Fossey & Harcourt, 1977), *Cercocebus albigena* (Waser, 1977), *Cercopithecus mitis stuhlmanni* (Rudran, 1978), *Cercopithecus sabaeus* (Harrison, 1983) e *Cebus olivaceus* (Robinson, 1986). Tal hipótese tem suporte na observação de que as folhas representaram, no máximo, 79% da dieta de grupos de *A. g. clamitans* estudados em uma variedade de locais dentro de sua área de ocorrência (Bicca-Marques, 2003). Além disso, segundo Milton *et al*. (1980), a eficiência média de digestão de folhas e frutos não difere significativamente entre adultos e jovens de ambos os sexos em *Alouatta palliata*.

No entanto, considerando-se que as fontes alimentares utilizadas pelos bugios não foram identificadas em nível de espécie, é possível que a similaridade observada no consumo dos diferentes tipos de alimento esteja mascarando diferenças na qualidade nutricional e energética da dieta das classes sexo-etárias. Estudos futuros deverão identificar as espécies utilizadas como fonte de alimento, bem como considerar a composição nutricional e as defesas químicas dos itens consumidos, permitindo uma melhor compreensão da relação entre o padrão de atividades e a composição da dieta das classes sexo-etárias.

AGRADECIMENTOS

À Denise Brutto pela hospitalidade e permissão para trabalhar em sua propriedade. À companheira de campo Renata B. Azevedo pelo apoio logístico e parceria. Aos ajudantes de campo Andrés F. Fernández Aldea, Carina B. Muhle e Gislene L. Gonçalves pelo auxílio na coleta de dados. FK agradece também à Ilka Koch pelo apoio e amizade de sempre e JCBM agradece à sua esposa Cláudia Calegaro-Marques e a seus filhos Gabriel e Ana Beatriz. Agradecemos também à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pelo auxílio Recém-Doutor (n° 01/1136.4) concedido a JCBM e pela bolsa de Iniciação Científica concedida a FK. JCBM também agradece ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (Proc. n° 306090/2006-6).

BIBLIOGRAFIA

Agetsuma, N. (2001) Relation between age-sex classes and dietary selection of wild Japanese monkeys. *Ecological Research* 16:759-763.

Altmann, J. (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227-265.

Bicca-Marques, J.C. (2003) How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, ed.). Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp. 283-303.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1994) Activity budget and diet of *Alouatta caraya*: an age-sex analysis. *Folia Primatologica* 63: 216-220.

Boinski, S. (1988) Sex differences in the foraging behavior of squirrel monkeys in a sazonal habitat. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 23:177-186.

Crockett, C.M. & Eisenberg, J.F. (1987) Howlers: variations in group size and demography. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhsaker, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, pp. 56-68.

Fialho, M.S. (2000) Ecologia do *Alouatta fusca* em floresta de encosta e restinga no sul do Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Fossey, D. & Harcourt, A.H. (1977) Feeding ecology of free-ranging mountain gorilla (*Gorilla gorilla beringei*). In: *Primate Ecology* (T.H. Clutton-Brock, ed.). Academic Press, London, pp. 415-447.

Freeland, W.J. & Janzen, D.H. (1974) Strategies in herbivory by mammals: the role of plant secondary compounds. *American Naturalist* 108:269-289.

Hanya, G. (2003) Age differences in food intake and dietary selection of wild male Japanese macaques. *Primates* 44:333-339.

Harrison, M.J.S. (1983) Age and sex differences in the diet and feeding strategies of the green monkey *Cercopithecus sabaeus*. *Animal Behaviour* 31:969-977.

Jardim, M.M.A. (2005) Ecologia populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) nos municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Liesenfeld, M.V.A. (2003) O destino pós-dispersão das sementes do Caquizinho-do-mato (*Diospyros inconstans*) ingeridas pelo bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) em uma floresta subtropical no sul do Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Milton, K. (1980) *The Foraging Strategy of Howler Monkeys: A Study in Primate Economics*. Columbia University Press, New York.

Milton, K., van Soest, P.J. & Robertson, J.B. (1980) Digestive efficiences of wild howler monkeys. *Physiology and Zoology* 53: 402-409.

Neville, M.K., Glander, K.E., Braza, F. & Rylands, A.B. (1988) The howling monkeys, genus *Alouatta*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, D.C., pp. 349-453.

Oates, J.F. (1977) The guereza and its food. In: *Primate Ecology* (T.H. Clutton-Brock, ed.). Academic Press, London, pp. 276-321.

Pavelka, M.S.M. & Knopff, K.H. (2004) Diet and activity in black howler monkeys (*Alouatta pigra*) in southern Belize: Does degree of frugivory influence activity level? *Primates* 45:105-111.

Robinson, J.G. (1986) Seasonal variation in use of the time and space by the wedge-capped capuchin monkey, *Cebus olivaceus* : implications for foraging theory. *Smithsonian Contributions to Zoololgy* 431:1-60.

Rudran, R. (1978) Socioecology of the blue monkeys (*Cercopithecus mitis stuhlmanni*) of the Kibale forest, Uganda. *Smithsonian Contributions to Zoololgy* 249:1-88.

Siegel, S. (1956) *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences*. Mcgraw-Hill, New York.

Waser, P. (1977) Feeding, ranging and group size in the mangabey *Cercocebus albigena*. In: *Primate Ecology* (T.H. Clutton-Brock, ed.). Academic Press, London, pp. 183-222.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 363-374

Viabilidade e germinação de sementes de esporão-de-galo, *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sargent., ingeridas pelo bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940

Vanessa Godoy Graeff,
Júlio César Bicca-Marques & Leandro Vieira Astarita

Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

RESUMO

A dispersão de sementes e o estabelecimento de espécies vegetais envolvem interações complexas entre frutos e frugívoros. A avaliação da viabilidade e da taxa de germinação das sementes ingeridas pelos frugívoros é a primeira etapa para a determinação da eficiência desses animais como dispersores. Este estudo visou determinar a influência da frugivoria pelo bugio-ruivo sobre a viabilidade e a germinação de sementes de esporão-de-galo em diferentes momentos ao longo do período de frutificação. Coletas quinzenais de sementes-controle (de frutos presentes nas árvores e frutos caídos no chão) e de sementes encontradas nas fezes de um grupo de bugios (três indivíduos) foram realizadas entre 30/maio e 18/julho/2004 em um fragmento florestal de 6 ha em Estiva-Viamão, Estado do Rio Grande do Sul (30º06'13"S,

* Endereço para correspondência: Júlio César Bicca-Marques, Laboratório de Primatologia, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Avenida Ipiranga, 6681 Prédio 12A, Porto Alegre, RS 90619-900, Brasil, Fone: +55-51-33203545 r. 4742, Fax: 33203612, Email: jcbicca@pucrs.br

50º46'10"O). A viabilidade das sementes foi verificada pelo teste do Tetrazólio. Para o teste de germinação foram colocadas 10 sementes em placas de Petri forradas com papel filtro úmido. Dez réplicas de cada tipo foram dispostas em sala climatizada sob condições controladas de luz (16 h) e temperatura (25 ± 2°C). A germinação foi avaliada duas vezes por semana ao longo de 133 dias. Em geral, a passagem pelo trato digestório reduziu tanto a viabilidade (21%), quanto a porcentagem de germinação (1,9%) e o índice de velocidade de germinação (0,083) em relação às sementes controle-árvore (80%, 7,1% e 0,347, respectivamente). Tendo em vista que não foram observadas diferenças significativas na porcentagem de germinação das sementes controle-chão e das sementes ingeridas (3,4% vs. 1,9%), sugere-se que, apesar da diminuição marcante da viabilidade (69% vs. 21%), os bugios podem estar favorecendo a dispersão desta espécie vegetal ao levar as sementes para longe da planta-mãe.

Palavras-chave: Frugivoria, dispersão de sementes, fezes, primatas, Cannabaceae

ABSTRACT

Seed dispersal and the recruitment of plant species involve complex fruit-frugivore interactions. The evaluation of the viability and germination rate of seeds ingested by frugivores is the first step to assess their efficiency as dispersers. In this study we evaluated the influence of brown howler monkey frugivory on the viability and germination of seeds of iguana hackberry along the fruiting season. Control seeds (from tree hanging fruits and fruits dropped on the forest floor) and seeds eliminated in the feces of three individual howler monkeys were collected twice a month from 30 May to 18 July 2004. This small howler monkey social group inhabited a 6-ha forest fragment at Estiva-Viamão, State of Rio Grande do Sul, Brazil (30º06'13"S, 50º46'10"W). Seed viability was verified by the Tetrazolium test. Ten replicates of ten seeds stored in Petri dishes with humidified filter paper of each seed type were kept in a climatized room (16 h of light and air temperature of 25 ± 2°C). Seeds were checked twice a week for 133 days for evidence of germination. The passage through the howlers' digestive tract reduced seed viability (21%), percent germination (1.9%) and germination speed index (0.083) compared with those of control seeds from hanging fruits

(80%, 7.1% and 0.347, respectively). Considering that there was no difference in percent germination of control seeds collected from fallen fruits and ingested seeds (3.4% vs. 1.9%), we suggest that despite their striking decrease in viability (69% vs. 21%), howlers may favor the dispersal of this plant species by carrying their seeds away from the parent tree.

Key words: Frugivory, seed dispersal, feces, primates, Cannabaceae

INTRODUÇÃO

A polpa de frutos carnosos pode ser considerada uma importante fonte primária de energia para muitas espécies de aves, mamíferos e répteis. Esses animais podem defecar, cuspir, regurgitar ou apenas carregar os frutos e sementes para longe da planta-mãe, aumentando consideravelmente as chances de sobrevivência das plântulas (Galetti *et al*., 2003; Jordano, 1992; Stiles, 1992).

A dispersão de sementes e o estabelecimento bem-sucedido de espécies vegetais envolvem interações complexas, tais como o tempo de retenção das sementes no trato digestório dos herbívoros, o percurso diário dos animais, o tipo de manipulação dos frutos (com ou sem danos das sementes na mastigação), a densidade das sementes depositadas e as características do sítio de deposição, as quais devem ser adequadas para o desenvolvimento da plântula (Jordano, 1992; Liesenfeld, 2003; Stevenson *et al.*, 2002).

Considerando-se que a ingestão pode influenciar a viabilidade, o sucesso e a velocidade de germinação das sementes, as primeiras etapas para a determinação da eficiência dos frugívoros como dispersores incluem a avaliação da taxa de germinação das sementes presentes nas fezes desses animais (Galetti *et al*., 2003) e a sua viabilidade.

Liesenfeld (2003), por exemplo, verificou em testes de germinação *in situ* que *Alouatta guariba clamitans* é um dispersor que não modifica os padrões gerais de germinação (velocidade de germinação e germinação total) do caquizinho-do-mato (*Diospyros inconstans*), quando comparadas sementes ingeridas com sementes não ingeridas. No entanto, Alvarez *et al.* (2003) realizando experimentos de germinação sob condições controladas de luz e temperatura em laboratório,

observaram que a ingestão de frutos de *D. inconstans* pelos bugios-ruivos aumentou a porcentagem e a velocidade de germinação das sementes. Contudo, essa influência variou ao longo do período de frutificação do caquizinho-do-mato. Esses autores compararam sementes presentes nas fezes com sementes-controle coletadas do chão em três momentos ao longo do período de frutificação. Enquanto na primeira e terceira coletas a porcentagem de germinação das sementes ingeridas foi significativamente maior do que a das sementes não ingeridas, na segunda coleta não houve diferença significativa nessa variável. Contudo, a velocidade média de germinação das sementes ingeridas foi significativamente maior que a das sementes controle na segunda coleta, mas não diferiu nas outras coletas.

Portanto, as condições experimentais de germinação podem influenciar o aparecimento de diferenças no comportamento da semente. Essas diferenças podem tornar-se maiores quando o comportamento de germinação em ambiente natural é comparado com o de laboratório (Stevenson *et al.*, 2002; Traveset & Verdú, 2001). Os testes em laboratório são importantes porque permitem um melhor controle sobre as variáveis ambientais às quais as sementes são expostas, enquanto na natureza os resultados podem ser influenciados por variações no tipo de substrato de deposição, quantidade de luz, umidade, temperatura e presença de patógenos e dispersores secundários, por exemplo.

O presente estudo visou determinar o efeito da frugivoria do bugio-ruivo sobre a viabilidade e a germinação de sementes de *Celtis iguanaea* (Cannabaceae) em diferentes momentos ao longo do seu período de frutificação. Os bugios são primatas folívoro-frugívoros que utilizam diariamente folhas de várias espécies vegetais e frutos, quando disponíveis (Crockett & Eisenberg, 1987). Embora não possuam adaptações extremas no aparelho digestório relacionadas ao alto consumo de folhas (itens alimentares pobres em energia), os bugios apresentam um padrão regular de inatividade, no qual gastam mais da metade do dia em descanso (Milton *et al.*, 1979). Outra estratégia de economia de energia parece ser a adoção de uma locomoção quadrúpede do tipo caminhada (Rosenberger & Strier, 1989). Conseqüentemente, os bugios-ruivos percorrem diariamente, no máximo, cerca de 1500 m (Bicca-Marques, 2003) e, portanto, podem dispersar sementes a essa distância da planta-mãe (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1995).

Celtis iguanaea, conhecida popularmente como esporão-de-galo, joá-mirim ou taleira-unha-de-gato, caracteriza-se como um arbusto ou pequena árvore apoiante, com espinhos nos galhos. As folhas são

subcoriáceas e discolores. O fruto é amarelo-alaranjado, tipo drupa esférica, glabra, com polpa carnosa e adocicada, de 1,0 a 1,3 cm de diâmetro, com uma única semente. É uma planta semidecídua, heliófita, seletiva higrófita e pioneira. Apresenta uma ampla distribuição geográfica no sul do Brasil, Uruguai e Argentina, habitando, sobretudo, as florestas ciliares (Lorenzi, 1998; Marchiori, 1997). Segundo Lorenzi (1998), produz anualmente abundante quantidade de frutos, cujas sementes apresentam uma alta taxa de germinação. Na área de estudo, foram observados frutos maduros entre março e agosto.

MATERIAL E MÉTODOS

Coletas quinzenais de sementes-controle de frutos presentes nas árvores (controle-árvore), de frutos caídos no chão (controle-chão) e de sementes encontradas nas fezes (ingeridas) de um grupo de bugios (três indivíduos) foram realizadas em 30/maio, 13/junho, 27/junho e 18/julho de 2004 em um fragmento florestal de 6 ha localizado em Estiva-Viamão, RS (30º06'13,5"S, 50º46'10,3"O). O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e armazenado por até dois dias em local seco e fresco até o preparo para os testes de germinação em laboratório. Para a realização dos testes, as sementes-controle foram despolpadas e lavadas manualmente, enquanto as sementes ingeridas foram apenas lavadas. Para o teste de germinação as sementes foram colocadas em placas de Petri forradas com papel filtro umedecido com água. Cada placa recebeu dez sementes. Dez réplicas de cada tipo de semente (ingeridas, controle-chão e controle-árvore) foram dispostas em sala climatizada sob condições controladas de luz (16 h) e temperatura (25 ± 2°C). As sementes foram avaliadas duas vezes por semana durante 133 dias (04/junho-15/outubro/2004) para a determinação da germinação, evidenciada pela protusão da radícula (Ferreira & Borghetti, 2004).

A viabilidade das sementes foi verificada pelo teste do Tetrazólio (1%). Este teste permite estimar o número de sementes viáveis com base na existência metabólica do embrião a partir de uma reação de coloração entre a solução de Tetrazólio e enzimas hidrolíticas durante aproximadamente três horas em local escuro. As sementes viáveis (capazes de germinar) mostram coloração rósea, enquanto as sementes

inviáveis permanecem com a cor inalterada após entrarem em contato com a solução (Piña-Rodrigues *et al.*, 2004).

Os resultados de viabilidade e porcentagem de germinação das sementes ingeridas, controle-árvore e controle-chão foram comparados em pares pelo Teste das Duas Porcentagens (Z; Lehner, 1996). As médias da porcentagem e velocidade de germinação foram comparadas por ANOVA/One-way/teste de Bonferroni com $\propto$=5% através do software SPSS Versão 11.0. Quando necessário, os resultados foram transformados pela $\sqrt{(x+0,5)}$. O índice de velocidade de germinação (IVG) foi calculado segundo o número de sementes germinadas em relação ao tempo (Ferreira & Borghetti, 2004). O IVG representa o número de sementes germinadas em cada avaliação dividida pelo tempo, sendo $IVG=\sum(ni/i)$, onde *ni* representa o número de diásporas germinadas na avaliação e *i*, o número de dias após o início dos testes (Filho & Nogueira, 2005).

RESULTADOS

A passagem pelo trato digestório dos bugios reduziu a viabilidade das sementes de esporão-de-galo em relação às sementes controle-árvore (21% vs. 80%, Z=-7,432, p<0,001) e controle-chão (21% vs. 69%, Z=-6,039, p<0,001). Esse padrão foi observado em praticamente todas as coletas (ingeridas vs. controle-árvore - 1ª: Z=-4,427, p<0,001; 2ª: Z=-2,652, p<0,01; 3ª: Z=-2,760, p<0,01; 4ª: Z=-5,383, p<0,001; ingeridas vs. controle-chão- 1ª: Z=-5,085, p<0,001; 2ª: Z=-2,363, p<0,02; 3ª: Z=-1,291, NS; 4ª: Z=- 3,713, p<0,001, Figura 1).

Houve, ainda, uma diminuição na porcentagem de germinação (1,9% vs. 7,1%, Z=-3,242, p=0,01; Tabela 1) e no índice de velocidade de germinação (0,083 vs. 0,347, Bonferroni, p=0,043) das sementes ingeridas em relação às sementes controle-árvore. Essa diferença na porcentagem de germinação, no entanto, não foi observada na análise das coletas separadamente (Tabela 1). Comparando-se sementes ingeridas com sementes controle-chão não foi observada diferença significativa na porcentagem (1,9% vs. 3,4%, Z=-1,242, NS; Tabela 1) e velocidade de germinação (0,083 vs. 0,13, Bonferroni, NS).

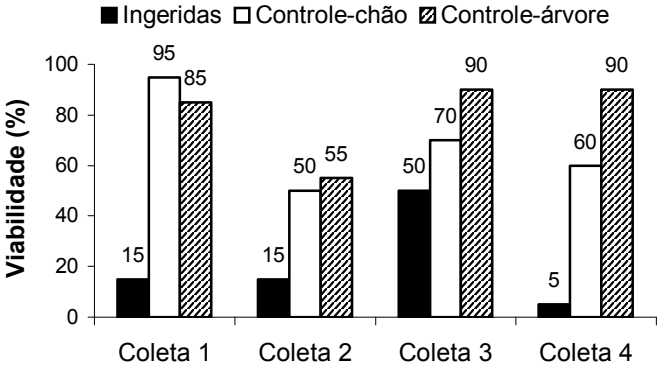


Figura 1. Porcentagem de viabilidade das sementes, verificada pelo teste do Tetrazólio (1%), ao longo das coletas (coleta 1: 30/maio; coleta 2: 13/junho; coleta 3: 27/junho; coleta 4: 18/julho)

Tabela 1. Porcentagem média de germinação das sementes ingeridas, controle-chão e controle-árvore provenientes das quatro coletas (coleta 1: 30/maio; coleta 2: 13/junho; coleta 3: 27/junho; coleta 4: 18/julho).

Tipo	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Geral
Ingeridas	4% Aa	0 Aa	2% ABa	0 Aa	1,9% A
Controle-chão	7% Aa	0 Ab	5% Bab	0 Aab	3,4% AB
Controle-árvore	11% Aa	1% Aa	12% Aa	2% Aa	7,1% B

Letras minúsculas iguais na linha e letras maiúsculas iguais na coluna indicam ausência de diferença significativa (Bonferroni; α =0,5%).

DISCUSSÃO

Tendo em vista que no presente estudo não foram observadas diferenças significativas na porcentagem de germinação das sementes controle-chão e das sementes ingeridas (3,4% vs. 1,9%), sugere-se que, apesar da diminuição marcante da viabilidade (69% vs. 21%), os bugios

podem estar favorecendo o sucesso do recrutamento dessa espécie vegetal ao dispersarem as sementes para longe da árvore-mãe e, assim, diminuírem as chances de competição conforme proposto por Traveset & Wilson (1997), Cypher & Cypher (1999) e Varela & Bucher (2002) para espécies vegetais ingeridas por répteis, aves e mamíferos. Neste sentido, foi observado que os frutos de *C. iguanaea* que não são consumidos por frugívoros permanecem depositados próximos à planta-mãe. Esta disposição dos frutos pode ser atribuída à estrutura de arbusto ou de pequena árvore de hábito apoiante desta espécie (Marchiori, 1997), corroborado por Lorenzi (1998), que descreve o esporão-de-galo como sendo uma espécie zoocórica. Além disso, devido ao seu caráter heliófito e pioneiro (Lorenzi, 1998), o recrutamento do esporão-de-galo pode ser incrementado pelo hábito dos bugios de defecar em áreas com sub-bosque mais esparso (Gilbert, 1997).

A passagem das sementes pelo trato digestório do bugio reduziu a viabilidade dos diásporos de *C. iguanaea* promovendo a morte do embrião, constatada através do teste do Tetrazólio (Figura 1), sem efeito aparente na quebra da dormência desta espécie. Tal resultado está relacionado ao fato de que vários fatores, tais como o tipo de semente, a época de coleta, o estado de maturação e a presença e tipo de dormência influenciam a germinabilidade das sementes após a passagem pelo trato digestório (Traveset, 1998). Os resultados sugerem que *C. iguanaea* apresenta sementes com dormência primária, evidenciada pela baixa porcentagem de germinação tanto das sementes intactas retiradas de frutos coletados no chão (controle-chão), quanto das sementes controle-árvore. A dormência primária se caracteriza pelo estabelecimento de bloqueio à germinação durante a maturação do diásporo (Ferreira & Borghetti, 2004). A baixa taxa de germinação observada neste estudo discorda do descrito por Lorenzi (1998) para esta espécie.

Diversos estudos indicam que *Celtis* spp. faz parte da dieta de espécies do gênero *Alouatta* (Bravo & Zunino, 2000; Gaspar, 1997; Lambert & Garber, 1998; Marques, 2001), seja pela ingestão de folhas, flores ou frutos. Apesar disso, poucos trabalhos investigam a influência da ingestão de suas sementes por frugívoros. Em dois testes de germinação de sementes ingeridas por *A. g. clamitans* em um fragmento de mata em Campinas, Estado de São Paulo, Gaspar (1997) observou uma variação na porcentagem de germinação de 4 a 24%. Segundo Bravo & Zunino (2000), o aumento significativo na porcentagem de germinação de sementes de *Celtis* spp. de cerca de 50% para 90% após a ingestão por *Alouatta caraya* (bugio-preto) caracteriza esse primata

como um importante dispersor. Por outro lado, a ingestão de *Celtis occidentalis* pelo mão-pelada (*Procyon lotor*) nos Estados Unidos reduziu significativamente a taxa de germinação das sementes de 81% para 38% (Cypher & Cypher, 1999).

As condições experimentais de germinação podem alterar o comportamento germinativo, dificultando a análise do efeito da frugivoria. Nesse sentido, Righini (2004) observou que sementes de *Ficus perforata* ingeridas por *Alouatta palliata mexicana* e *Ateles geoffroyi vellerosus* mostraram comportamentos germinativos diferentes nos tratamentos a que foram submetidas. Nos experimentos em laboratório, sementes ingeridas por *A. geoffroyi* tiveram uma porcentagem de germinação muita baixa (11%), com diferenças significativas em relação às sementes obtidas de frutos, as quais tiveram maior porcentagem de germinação (71%). No entanto, as sementes ingeridas por *A. palliata* não mostraram diferenças significativas na porcentagem de germinação em relação às sementes dos frutos. Os resultados obtidos em campo neste estudo foram diferentes. As sementes que germinaram em maior porcentagem foram as ingeridas por *A. palliata* (79%) e *A. geoffroyi* (71%), enquanto as sementes extraídas dos frutos germinaram em porcentagens muito baixas (7%).

Segundo Lambert & Garber (1998), muitas das milhões de sementes cuspidas, derrubadas e defecadas por primatas frugívoros se estabelecem como plântulas em uma comunidade florestal. No entanto, essas jovens plantas competem com outras espécies por nutrientes, água, luz etc., além de prover alimento, áreas de refúgio e plataformas de exploração para muitos animais. Assim, em função dessas restrições bióticas, apenas um pequeno número desses recrutas sobreviverá para se tornar a próxima geração de árvores frutíferas. O impacto ecológico dos primatas nas florestas é pouco conhecido. Contudo, em uma perspectiva evolutiva, dada a inabilidade de qualquer agente dispersor controlar a pós-dispersão, existem poucas evidências de que os primatas são os responsáveis pelo pequeno número de sementes de uma planta-mãe que sobrevivem até a idade reprodutiva (Lambert & Garber, 1998).

Devido a esses fatores, embora o estudo da viabilidade e germinação de sementes ingeridas por frugívoros seja a primeira etapa para o entendimento de seu papel na dispersão de sementes, estudos que investiguem os processos de dispersão e pós-dispersão e que acompanhem *in situ* o crescimento e o desenvolvimento de plântulas dispersas por frugívoros são necessários para uma melhor compreensão das implicações da dispersão de sementes pelos primatas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à família Montano, em especial a Daniel Bulgareli Montano, pelo acesso e logística na área de estudo; aos Drs. Lilian Eggers e Cláudio Mondin pela identificação botânica; à bióloga Janaína Belquís e aos estagiários do Laboratório de Biotecnologia pela acolhida durante os trabalhos de laboratório e ao biólogo Cristiano Minuzzo Marin pelo apoio em campo. Júlio César Bicca-Marques também agradece ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (Proc. nº 306090/2006-6).

BIBLIOGRAFIA

Alvarez, A.D., Freitas, H.V., Bicca-Marques, J.C. & Astarita, L.V. (2003) Influência da frugivoria do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) sobre a germinação de maria-preta (*Diospyros inconstans*). In: *Resumos do IV Salão de Iniciação Científica-PUCRS* (CD-ROM). PUCRS, Porto Alegre.

Bicca-Marques, J.C. (2003) How do howler monkeys cope with habitat fragmentation. In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, ed.). Plenum Press, New York, pp. 283-303.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1995) Ecologia alimentar do gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 (Primates, Cebidae). *Ciência Agronômica* 3:23-49.

Bravo, S.P. & Zunino, G.E. (2000) Germination of seeds from three species dispersed by black howler monkeys (*Alouatta caraya*). *Folia Primatologica* 71:342-345.

Crockett, C.M. & Eisenberg, J.F. (1987) Howlers: variation in group size and demography. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhsaker, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, pp. 54-68.

Cypher, B.L. & Cypher, E.A. (1999) Germination rates of tree seeds ingested by coyotes and raccoons. *American Midland Naturalist* 142: 71-76.

Ferreira, A.G. & Borghetti, F. (2004) Interpretação dos resultados de germinação. In: *Germinação: Do Básico ao Aplicado* (A.G. Ferreira & F. Borghetti, eds.). Artmed, Porto Alegre, pp. 209-222.

Filho, R.C. & Nogueira, A.C. (2005) Influência da temperatura na germinação de diásporos de *Ocotea odorifera* (Vellozo) Rohwer (canela-sassafrás). *Ciência Florestal* 15:191-198.

Galetti, M., Pizo, M.A. & Morellato, P.C. (2003) Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre* (L. Cullen, R. Rudran & C. Valladares-Padua, orgs.). Editora da UFPR, Curitiba, pp. 395-422.

Gaspar, D.A. (1997) Ecologia e comportamento do bugio-ruivo, *Alouatta fusca* (Geoffroy, 1812; Primates: Cebidae), em fragmento de mata de Campinas, SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro.

Gilbert, K.A. (1997) Red howling monkey use of specific defecation sites as a parasite avoidance strategy. *Animal Behaviour* 54:451-455.

Jordano, P. (1992) Fruits and frugivory. In: *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities* (M. Fenner, ed.). CAB International, Wallingford, pp. 105-156.

Lambert, J.E. & Garber, P.A. (1998) Evolutionary and ecological implications of primate seed dispersal. *American Journal of Primatology* 45:9-28.

Lehner, P.N. (1996) *Handbook of Ethological Method*. 2nd ed.. Cambridge University Press, Cambridge.

Liesenfeld, M.V.A. (2003) O destino pós-dispersão das sementes do caquizinho-do-mato (*Diospyros inconstans*) ingeridas pelo bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) em uma floresta subtropical no sul do Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Lorenzi, H. (1998) *Árvores Brasileiras*. 2ª ed.. Editora Plantarum, Nova Odessa.

Marchiori, J.N.C. (1997) *Dendrologia das Angiospermas: Das Magnoliáceas às Flacurtiáceas*. Editora da UFSM, Santa Maria.

Marques, A.A.B. (2001) Estratégias de uso do espaço por *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 em hábitats temperado e subtropical no sul do Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Milton, K., Casey, T.M. & Casey, K.K. (1979) The basal metabolism of mantled howler monkeys (*Alouatta palliata*). *Journal of Mammalogy* 60:373–376.

Piña-Rodrigues, F.C.M., Figliolia, M.B. & Peixoto, M.C. (2004) Testes de qualidade. In: *Germinação: Do Básico ao Aplicado* (A.G. Ferreira & F. Borghetti, eds.). Artmed, Porto Alegre, pp. 283-297.

Righini, N. (2004) Germinación de semillas de *Ficus perforata* ingeridas por mono aulladores (*Alouatta palliata mexicana*) y monos araña (*Ateles geoffroyi vellerosus*). *Laboratory Primate Newsletter* 43:19.

Rosenberger, A.L. & Strier, K.B. (1989) Adaptive radiation of the ateline primates. *Journal of Human Evolution* 18:717-750.

Stevenson, P.R., Castellanos, M.C., Pizarro, J.C. & Garavito, M. (2002) Effects of seed dispersal by three ateline monkey species on seed germination at Tinigua National Park, Colombia. *International Journal of Primatology* 23:1187-1204.

Stiles, E.W. (1992) Animals as seed dispersers. In: *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities* (M. Fenner, ed.). CAB International, Wallingford, pp. 87-104.

Traveset, A. (1998) Effect of seed passage through vertebrate frugivores' guts on germination: a review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1:151-190.

Traveset, A. & Verdú, M. (2001) A meta-analysis of the effect of gut treatment on seed germination. In: *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation* (D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti, orgs.). CABI Publishing, New York, pp. 339-350.

Traveset, A. & Wilson, M.F. (1997) Effect of birds and bears on seed germination of fleshy-fruited plants in temperate rainforests of southeast Alaska. *Oikos* 80:89-95.

Varela, R.O. & Bucher, E.H. (2002) The lizard *Teius teyou* (Squamata: Teiidae) as a legitimate seed disperser in the Dry Chaco Forest of Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37:115-117.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 375-385

Posturas de alimentação e tipos de locomoção utilizados por bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940)

Renata Bocorny de Azevedo[1] & Júlio César Bicca-Marques[2]

[1] Secretaria Municipal de Gestão Ambiental e Assuntos Indígenas
[2] Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

RESUMO

Os bugios caracterizam-se por sua habilidade em sobreviver com uma dieta de baixa qualidade e pela adoção de um comportamento posicional energeticamente pouco dispendioso no qual destacam-se a postura de alimentação sentado e a locomoção por quadrupedalismo. Este trabalho avalia o comportamento postural durante a alimentação e os tipos de locomoção utilizados por bugios-ruivos pertencentes a diferentes classes etárias. Um grupo composto por quatro adultos (duas fêmeas e dois machos), dois subadultos, quatro jovens e três infantes foi acompanhado de maio de 2002 a julho de 2003 em um fragmento de mata com cerca de 27 ha no Morro da Extrema, Porto Alegre, RS. A coleta de dados foi realizada pelo método de varredura instantânea durante 509 horas de observação distribuídas em 57 dias. As posturas de

* Endereço para correspondência: Renata Bocorny de Azevedo, Secretaria Municipal de Gestão Ambiental e Assuntos Indígenas, Rua Coronel Pinto 465, Bairro Centro, Boa Vista, RR 69301-150, Brasil, Fone: +55-95-36244451, Fax: 36232799, Email: rebocorny@yahoo.com.br, renatabocorny@pmbv.rr.gov.br

alimentação foram classificadas em sentado, bípede, quadrúpede, pendurado, ponte e deitado e os tipos de locomoção em caminhada ou corrida quadrúpede, escalada, salto, ponte e caminhada bípede. Obtiveram-se 10676 registros de comportamento, dos quais 2472 foram de locomoção (23%) e 1401 de alimentação (13%). A postura de alimentação mais comum foi sentado (66%), a qual foi a mais utilizada na obtenção de todos os itens alimentares (folha, fruto e flor). Diferenças significativas foram observadas na utilização das posturas de alimentação em relação aos tipos de alimento selecionados pelas classes etárias. A principal tendência foi uma diminuição da postura pendurado à medida que os indivíduos se tornam mais velhos e mais pesados. Indivíduos de todas as classes etárias utilizaram a caminhada quadrúpede como principal modo de locomoção. Contudo, os adultos caminharam mais do que o esperado, enquanto os infantes apresentaram uma maior proporção de uso de salto, escalada e ponte.

Palavras-chave: Sentado, quadrupedalismo, caminhada, classes etárias, itens alimentares

ABSTRACT

Howlers are known for their ability to feed on a poor quality diet and for adopting an energy conservative pattern of positional behavior in which a sitting feeding posture and a locomotion by quadrupedalism are major elements. In this study we evaluate the feeding postural behavior and the locomotor types used by brown howler monkeys of varying age classes. A group composed of four adults (two females and two males), two subadults, four juveniles and three infants was observed from May 2002 to July 2003 in a 27 ha forest fragment in Morro da Extrema, Porto Alegre, State of Rio Grande do Sul, Brazil. Data collection using the instantaneous scan sampling method covered 509 hours of observation distributed across 57 days. Feeding postures were classified into sitting, bipedal standing, quadrupedal standing, hanging, bridging and reclining, whereas locomotor types were classified into quadrupedal walking or running, climbing, leaping, bridging and bipedal walking. A total of 10676 behavioral records were collected. Locomotion accounted for 2472 records (23%) and feeding for 1401 (13%). Sitting (66%) was the most common posture during feeding on all food items (leaves, fruits and flowers). Age influenced the feeding postural behavior of individuals

exploring particular food items. The main trend was a decrease in the use of hanging by older and heavier individuals. Individuals of all age classes used quadrupedal walking as their principal mode of locomotion. However, adults walked more, whereas infants leaped, climbed and bridged more than expected.

Key words: Sitting, quadrupedalism, walking, age classes, food items

INTRODUÇÃO

Os bugios (*Alouatta* spp.) são primatas folívoro-frugívoros (Crockett & Eisenberg, 1987) que possuem uma dieta composta por uma grande variedade de folhas (brotos, novas, maduras e pecíolos), frutos (verdes, maduros e sementes) e flores (botões e abertas), além de caules, cascas e líquens (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1995a). Apesar de explorarem uma dieta estritamente de origem vegetal, a localização dos itens alimentares no ambiente tridimensional das copas das árvores apresenta variações que requerem adaptações posturais para a sua obtenção (Bergeson, 1998). Assim, a diversificação da dieta exerce grande influência nos padrões de utilização do substrato e do dossel da floresta por espécies arborícolas como os bugios.

De acordo com o tamanho e o peso corporal do indivíduo e o tipo de alimento selecionado, os bugios adotam diferentes posturas corporais para a sua obtenção. As principais posturas de alimentação utilizadas são sentado, quadrúpede, pendurado e ponte (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1993). Da mesma forma, o tipo de locomoção empregado também depende do tamanho e do peso corporal dos animais e normalmente envolve os tipos quadrúpede, escalada, salto e ponte (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1995b).

A captação de alimentos localizados na periferia da copa, como frutos e flores, por exemplo, pode ser dificultada em função de sua localização em galhos mais frágeis e flexíveis. Com a cauda fixa em um substrato superior mais resistente, o animal suspenso aumenta sua esfera de visão, fica com as mãos livres para manusear um substrato mais frágil e assim obter os alimentos das porções terminais de mais difícil acesso.

À semelhança das posturas de alimentação, a seleção do tipo de locomoção empregado também varia em diferentes situações. Em

momentos de perigo, tais como durante a fuga de predadores ou interações agonísticas intra-específicas, a corrida é amplamente utilizada pelos bugios. Apesar de ser muito dispendiosa energeticamente, ela é uma maneira bastante eficaz de evasão rápida. Em função das variações no tamanho e distribuição espacial das copas das árvores, os animais também podem encontrar dificuldades para transpor determinados trechos durante o seu deslocamento. Por isso, a utilização de saltos é amplamente empregada pelos bugios quando a distância entre as copas não permite o uso de ponte. A utilização de saltos também evita que o animal tenha que descer ao solo e expor-se a predadores terrestres para realizar a travessia.

Devido à sua dieta relativamente pobre em nutrientes, no entanto, os bugios apresentam limitações quanto à adoção e freqüência de uso de certas posturas corporais e tipos de locomoção. Mendel (1976), Gebo (1992) e Bicca-Marques & Calegaro-Marques (1993) observaram que os bugios se alimentam a maior parte do tempo utilizando a postura sentado, pois além de possibilitar que as mãos fiquem livres para auxiliar na inspeção do alimento, esta é a postura que gera o menor gasto energético. Além disso, os bugios são macacos essencialmente quadrúpedes que tendem a evitar movimentos energeticamente desgastantes durante a locomoção, tais como longas corridas e saltos (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1995b; Fleagle & Mittermeier, 1980; Grand, 1968; Mendel, 1976; Richard, 1970; Rosenberger & Strier, 1989).

Diferenças no tamanho corporal e nas necessidades energéticas das classes etárias, no entanto, podem interferir nos custos e benefícios associados à utilização destas posturas corporais e modos de locomoção. Segundo Mendel (1976), os indivíduos jovens apresentam uma maior utilização de substratos frágeis e flexíveis do que os indivíduos adultos. De acordo com Glander (1975), essa diferença na utilização de substratos ocorre em função da diferença no tamanho corporal entre essas classes. À medida que o animal se torna mais velho, maior e mais pesado, ele tende a explorar substratos mais robustos capazes de suportar o seu peso, mas que poderão fornecer alimentos diferentes daqueles encontrados em galhos mais frágeis e flexíveis. Bicca-Marques & Calegaro-Marques (1993), por exemplo, observaram que os bugios-pretos jovens apresentam uma tendência maior de utilização das posturas suspensas pela cauda que os indivíduos adultos.

Este trabalho teve como objetivo identificar o padrão de uso das posturas de alimentação e dos tipos de locomoção empregados por um grupo de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) de vida livre. O

padrão apresentado por adultos, subadultos, jovens e infantes é comparado e a influência do tipo de alimento (folha, fruto e flor) sobre a postura de alimentação é avaliada.

MATERIAL E MÉTODOS

Essa pesquisa foi desenvolvida em um fragmento de mata com cerca de 27 ha no Morro da Extrema (30°12'S, 51°04'O; altitude máxima: 255 m a.n.m.; área total: 1031 ha) em Porto Alegre, RS, Brasil. A vegetação da área de estudo é caracterizada pela presença de mata de encosta (40% da área) e de campos rupestres (Güntzel *et al*., 1994).

O tamanho do grupo de estudo variou de 10 a 13 indivíduos no decorrer da pesquisa (2 machos adultos, 2 fêmeas adultas, 1-2 machos subadultos, 2-3 machos juvenis, 1 fêmea juvenil, 1-2 machos infantes independentes e 1-3 infantes dependentes de sexo indeterminado). A coleta de dados comportamentais foi realizada pelo método de varredura instantânea (Altmann, 1974) no período de maio de 2002 a julho de 2003, perfazendo um total de 509 horas distribuídas em 57 dias. As unidades amostrais de varredura tiveram duração de 5 minutos e intervalos de 10 minutos.

O comportamento dos animais foi classificado em descanso, locomoção, alimentação, social e outros (por exemplo, beber água e defecação). A postura corporal do indivíduo e o item alimentar consumido foram registrados durante a alimentação. As posturas de alimentação foram classificadas em seis tipos segundo Bicca-Marques & Calegaro-Marques (1993): (a) sentado, (b) bípede, (c) quadrúpede, (d) pendurado, (e) ponte e (f) deitado. Os itens alimentares foram classificados em folha, fruto e flor. O comportamento de locomoção foi classificado em cinco tipos segundo Bicca-Marques & Calegaro-Marques (1995b): (a) quadrúpede, (b) escalada (locomoção quadrúpede em substratos com um ângulo igual ou maior a 60° em relação ao plano horizontal), (c) salto, (d) ponte e (e) bípede. A postura quadrúpede foi subdividida em caminhada e corrida dependendo da velocidade de deslocamento. O uso das posturas corporais de alimentação e dos tipos de locomoção adotados pelas classes etárias foi comparado pelo Teste do Qui-quadrado. A análise em relação à seleção dos itens alimentares foi realizada pelo Teste Exato de Fisher.

RESULTADOS

Um total de 10676 registros comportamentais foram obtidos, dos quais 6108 foram de descanso (58%), 2472 de locomoção (23%), 1401 de alimentação (13%), 363 de comportamento social (3%) e 332 de outras atividades (3%). Durante a alimentação, a postura mais utilizada foi sentado (66%), seguida por ponte (17%), pendurado (10%) e quadrúpede (7%). As posturas bípede e reclinado foram excluídas das análises estatísticas devido à sua baixa freqüência (n=7). As classes etárias apresentaram diferenças na adoção das posturas de alimentação (χ^2=50,057, g.l.=9, p<0,001). Houve um decréscimo na utilização da postura pendurado e um aumento na postura sentado com o aumento da idade e tamanho dos animais (Figura 1).

Os bugios se alimentaram de folhas em 79% dos registros, seguido de frutos (17%) e flores (4%) (N=909 registros). Sentado foi a postura mais utilizada na obtenção de todos os itens alimentares: folha (65%), fruto (59%) e flor (90%). Esta postura foi significativamente mais utilizada no consumo de flores do que de folhas e frutos (p<0,01). O padrão oposto foi observado em relação à postura pendurado. Além disso, a postura quadrúpede foi significativamente mais freqüente no consumo de frutos do que de folhas e flores (p<0,01; Figura 2).

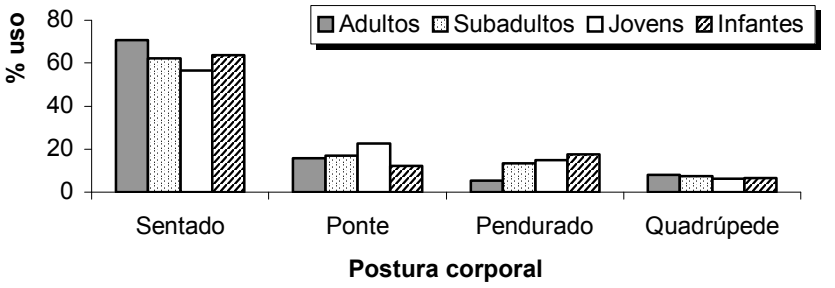


Figura 1. Porcentagem de uso das posturas de alimentação pelas classes etárias de *Alouatta guariba clamitans* (N=1401 registros).

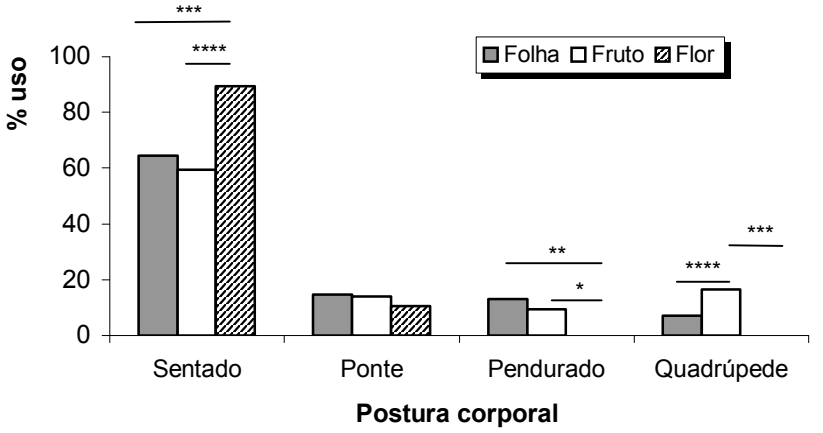


Figura 2. Porcentagem de uso das posturas de alimentação de acordo com os itens alimentares (N=909 registros). Diferenças significativas pelo Teste Exato de Fisher (*p<0,05, **p<0,02, ***p<0,01, ****p<0,0001).

O tipo de locomoção mais utilizado foi a caminhada quadrúpede (65%), seguido pelo salto (14%), corrida (9%), escalada (9%) e ponte (3%). A caminhada bípede não foi observada durante este estudo. As classes etárias apresentaram diferenças no uso dos tipos de locomoção (χ^2=177,383, g.l.=12, p<0,001). Os indivíduos mais velhos e maiores tenderam a utilizar com maior freqüência modos de locomoção que envolvem um menor gasto energético. Embora a caminhada também tenha sido o tipo de locomoção mais utilizada pelos indivíduos mais jovens, estes utilizaram posturas que acarretam maior gasto energético (pulo e corrida) com uma freqüência maior que os adultos (Figura 3).

DISCUSSÃO

Conforme esperado, os bugios utilizaram preferencialmente a postura sentado durante a captação de todos os recursos alimentares e o quadrupedalismo do tipo caminhada como principal modo de locomoção. Esta tendência dos bugios de evitar posturas mais desgastantes a fim de conservar a energia obtida através das folhas,

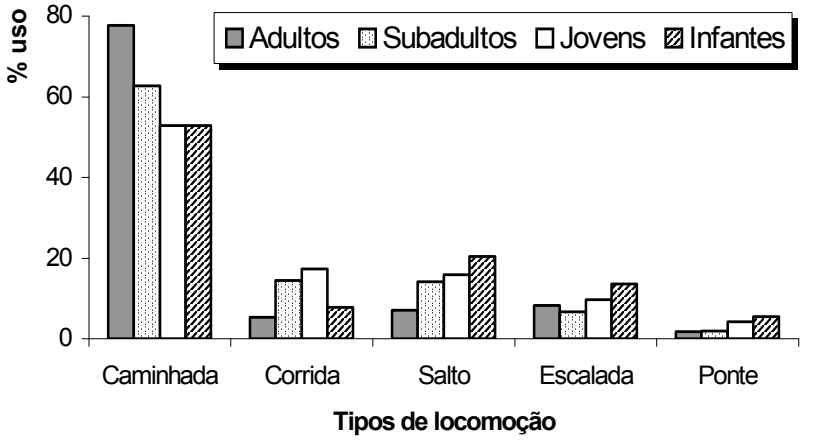


Figura 3. Porcentagem de uso dos diferentes tipos de locomoção pelas classes etárias de *Alouatta guariba clamitans* (N=2232 registros).

alimento pobre em nutrientes, está de acordo com uma estratégia de minimização do gasto energético diretamente relacionada à sua dieta e aos seus mecanismos digestivos (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1995a).

Foi observado, também, que o consumo de flores se deu basicamente na postura sentado. Como as flores exigem uma maior inspeção quando comparadas aos frutos e folhas (Bergeson, 1998), o uso desta postura permite que os animais fiquem com as mãos livres, facilitando a inspeção e o manuseio do alimento. Já a tendência na utilização da postura sentado pelos infantes pode ser explicada pela falta de habilidade apresentada por indivíduos desta classe etária. Nesta fase, os animais começam a explorar o ambiente e a complementar sua dieta com outros itens alimentares além do leite materno. Com isso, eles começam a buscar e a experimentar os diferentes alimentos consumidos pelo resto do grupo. Porém, é possível que em função de seu pequeno tamanho corporal e da falta de habilidade nos diferentes substratos, os infantes tendem a utilizar a postura sentado, a qual lhes permite manter grande parte do corpo em contato com o substrato, fornecendo-lhes maior segurança.

A diminuição da utilização da postura pendurado à medida que o animal se torna mais velho e pesado pode estar relacionada a diferenças no tamanho corporal dos indivíduos (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1993; Gebo, 1992; Mendel, 1976; Schön-Ybarra & Schön, 1987). Indivíduos jovens tendem a utilizar galhos menores e mais flexíveis. Como as flores e os frutos localizam-se basicamente na parte periférica das árvores, essa diferença no tamanho corporal parece favorecer os indivíduos menores que exploram locais incapazes de sustentar indivíduos mais pesados. Em locais como estes, os animais necessitariam de pelo menos uma das mãos para manter o equilíbrio e as posturas suspensas pela cauda permitem que eles fiquem com ambas as mãos livres para manusear os alimentos. A postura pendurado também permite aos indivíduos de menor tamanho corporal e força a obtenção de recursos alimentares que são facilmente obtidos por indivíduos adultos sentados capazes de puxar galhos mais grossos carregados de comida até a boca (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1993).

Também foi observada uma relação inversa entre o tamanho do animal e a freqüência de locomoção utilizando salto e corrida; ou seja, quanto maior o indivíduo, menor é a utilização de salto e corrida e maior a utilização de posturas energeticamente mais baratas. Devido ao seu pequeno tamanho corporal, o qual se torna um obstáculo na locomoção entre os galhos, os infantes tendem a escalar mais que os indivíduos maiores que conseguem se locomover facilmente de um galho para outro utilizando, por exemplo, uma locomoção do tipo ponte (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1995).

Estudos futuros deverão avaliar a influência do tamanho e da idade do indivíduo sobre a adoção das posturas corporais de alimentação em relação à distribuição de diferentes itens alimentares dentro da copa, seu peso e valor nutricional, bem como em relação a características mecânicas dos suportes. Além disso, investigações sobre o impacto da alteração e fragmentação dos hábitats dos bugios sobre o seu comportamento posicional poderão auxiliar na compreensão de sua grande adaptabilidade a ambientes alterados pelo homem.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul/FAPERGS pelo auxílio financeiro (nº 01/1136.4) concedido a JCBM, à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação/PUCRS

pela concessão de bolsa de Iniciação Científica à RBA e à Denise Fagundes Brutto pela hospitalidade e autorização para trabalhar em sua propriedade. JCBM também agradece ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (Proc. nº 306090/2006-6).

BIBLIOGRAFIA

Altmann, J. (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227-267.

Bergeson, D.J. (1998) Patterns of suspensory feeding in *Alouatta palliata*, *Ateles geoffroyi*, and *Cebus capucinus*. In: *Primate Locomotion* (E. Strasser, J. Fleagle, A. Rosenberger & H. McHenry, eds.). Plenum Press, New York, pp. 45-60.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1993) Feeding postures in the black howler monkey, *Alouatta caraya*. *Folia Primatologica* 60: 169-172.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1995a) Ecologia alimentar do gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 (Primates, Cebidae). *Cadernos UFAC* 3:23-49.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1995b) Locomotion of black howlers in a habitat with discontinuous canopy. *Folia Primatologica* 64:55-61.

Crockett, C.M. & Eisenberg, J.F. (1987) Howlers: variation in group size and demography. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhsaker, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, pp. 54-68.

Fleagle, J.G. & Mittermeier, R.A. (1980) Locomotor behavior, body size, and comparative ecology of seven Surinam monkeys. *American Journal of Physical Anthropology* 52:301-314.

Gebo, D.L. (1992) Locomotor and postural behavior in *Alouatta palliata* and *Cebus capucinus*. *American Journal of Physical Anthropology* 26:277-290.

Glander, K.E. (1975) Habitat description and resource utilization: a preliminary report on mantled howling monkey ecology. In: *Socioecology and Psychology of Primates* (R.H. Tuttle, ed.). The Hague, Mouton, pp. 37-57.

Grand, T.I. (1968) The functional anatomy of the lower limb of the howler monkey (*Alouatta caraya*). *American Journal of Physical Anthropology* 28:163-182.

Güntzel, A., Freitas, A.L., Tedesco, C., Schimer, C., Mondin, C., Pinheiro, C., Vélez, E., Landau, E.C., Leite, F., Becker, F., Rodrigues, G., Meira, J.R., Konrath, J., Copertino, M., Bendatti, M.M., Haas, S. & Prochnow, T.R. (1994) Avaliação dos morros do município de Porto Alegre/RS com base no uso do solo. Relatório para o curso de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Mendel, F. (1976) Postural and locomotor behavior of *Alouatta palliata* on various substrates. *Folia Primatologica* 26:36-53.

Richard, A. (1970) A comparative study of the activity patterns and behavior of *Alouatta villosa* and *Ateles geoffroyi*. *Folia Primatologica* 12:241-263.

Rosenberger, A.L. & Strier, K.B. (1989) Adaptive radiation of the ateline primates. *Journal of Human Evolution* 18:717-750.

Schön-Ybarra, M.A. & Schön, M.A. (1987) Positional behavior and limb bone adaptations in red howling monkeys (*Alouatta seniculus*). *Folia Primatologica* 49:70-89.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 387-399

Lateralidade na coleta de alimentos em *Alouatta guariba clamitans* cativos

Marcelí Joele Rossi, Zelinda Maria Braga Hirano
& Dilmar Alberto Gonçalves de Oliveira

Universidade Regional de Blumenau

RESUMO

O estudo da lateralidade auxilia a compreensão do estado de dominância de um hemisfério cerebral sobre o outro, pois caracteriza o predomínio motor de uma das metades do corpo, tornando-se importante para ampliar o entendimento do sistema motor e do comportamento como um todo de diferentes espécies animais. Para analisar a lateralidade na coleta de alimentos em bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*), este trabalho apresenta registros com animais cativos alojados no Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial, Indaial, SC. Foram observados 25 indivíduos pelo método animal focal, sendo registrados os cinco primeiros episódios de coleta de folhas durante cada sessão de alimentação. A preferência individual para o uso das mãos foi analisada através de valores de *z*. Índices de lateralidade foram usados para comparações entre categorias de sexo e idade. A preferência por uma das

* Endereço para correspondência: Zelinda Maria Braga Hirano, Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial, Departamento de Ciências Naturais, Universidade Regional de Blumenau, Rua Alagoas, 155, Bairro dos Estados, Indaial, SC 89130-000, Brasil, Fone: +55-47-33333878, Fax: 33210233, Email: zehirano@furb.br

mãos foi registrada em 18 indivíduos, 12 pela esquerda (machos: quatro adultos, cinco subadultos e um juvenil; fêmeas: uma adulta e uma subadulta) e seis pela direita (todos machos: três adultos, dois subadultos e um juvenil). Dois machos adultos, um macho juvenil, três fêmeas adultas e uma fêmea juvenil foram ambidestros. Apenas um ligeiro predomínio populacional pelo uso da mão esquerda foi notado e nenhum efeito do sexo ou idade sobre a preferência manual foi registrado, exceto um predomínio de preferência manual entre os machos. Tais achados indicam que os bugios apresentam lateralidade individual, mas não populacional, embora estudos futuros com amostras maiores e tarefas mais complexas sejam necessários para confirmar os padrões aqui descritos.

Palavras-chave: Preferência manual, estudos em cativeiro, bugio-ruivo, primatas

ABSTRACT

The study of laterality helps to understand the dominance status of a cerebral hemisphere because it characterizes the motor supremacy of one body side. In this study we analyze the laterality of food handling in 25 captive brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) housed at the Indaial Biological Research Center, Indaial, State of Santa Catarina, Brazil. The first five events of leaf handling by each study subject during a feeding session were recorded by the focal animal method. Individual hand preference was analyzed by *z* scores. A laterality index was used to evaluate the effect of sex and age. A hand preference was found in 18 individuals, 12 of which were left-handed (males: four adults, five subadults and one juvenile; females: one adult and one subadult) and six right-handed (all males: three adults, two subadults and one juvenile). Two adult males, one juvenile male, three adult females and one juvenile female were ambidextrous. A subtle left handedness population predominance was observed and none effect of sex or age on handedness was detected, except by a hand preference (either left or right) among males. These findings support the contention that howler monkeys show laterality at the individual level, but not at the population level. Future studies involving larger samples and more complex tasks are needed to confirm the patterns reported here.

Key words: Handedness, captive studies, brown howler monkey, primates

INTRODUÇÃO

Lateralidade, para Ornstein (1998), é o estado de dominância de um hemisfério cerebral sobre o outro, caracterizando-se, entre outros aspectos, pelo predomínio motor de uma das metades do corpo. Lent (2001), por sua vez, defende que não há hemisfério dominante e outro dominado, mas sim dois hemisférios especializados e que lateralidade hemisférica é um conceito essencialmente funcional – algumas funções são melhor desempenhadas por um hemisfério do que pelo outro. A preferência no uso de uma das mãos é o aspecto mais evidente da lateralização hemisférica no ser humano (Papademetriou *et al*., 2005).

Durante muito tempo, cientistas acreditavam que a lateralidade era uma exclusividade dos humanos, mas ela prevalece ao longo do Reino Animal. Cachorros, ratos e outros animais exibem algum grau de especialização manual (Fagot & Vauclair, 1991).

Nos últimos trinta anos, estudos com primatas não-humanos têm recebido grande atenção pelas suas semelhanças anatômicas, fisiológicas ou etológicas em relação à espécie humana (Auricchio, 1995). A facilidade de observação da preferência manual em primatas tornou este um campo de estudo promissor no estudo da lateralidade entre nossos parentes não-humanos (Fagot & Vauclair, 1991; Hopkins, 1999; McGrew & Marchant, 1997; Papademetriou *et al*., 2005). A especialização dos hemisférios quanto à lateralidade vem, desde então, sendo estudada, tanto em primatas humanos como não-humanos. Sobre a lateralidade de primatas não-humanos, uma das primeiras análises comparativas foi feita por Warren (1980), que concluiu que a preferência pelo uso de uma das mãos estava ligada à experiência e não à assimetria cerebral. Assim, a preferência manual em primatas não-humanos seria tarefa-específica e individual, sendo ausente em nível populacional.

MacNeilage *et al*. (1987) basearam-se no processo evolutivo da locomoção bipedal, propondo uma teoria onde o primata passava por dois estágios: o primeiro diz respeito aos prossímios arborícolas que utilizavam a mão direita para se segurar nos troncos das árvores e a esquerda para as outras ações, como apanhar alimentos; no segundo, os

primatas que passaram a ser menos arborícolas, como não precisavam mais de apoio, acabaram com a mão direita livre, levando ao seu uso predominante nos humanos bípedes. De acordo com estes autores, haveria o predomínio no uso da mão esquerda para tarefas de apanhar alimentos na maioria das espécies de primatas.

Por sua vez, Fagot & Vauclair (1991) propuseram que tarefas manuais de "baixo nível" (simples e usuais) não levariam à manifestação de uma lateralidade, enquanto tarefas de "alto nível" (complexas e novas) exibiriam não apenas lateralidade manual pelo indivíduo como também em nível populacional (predomínio significativo de destros sobre canhotos ou vice-versa).

Estudos realizados com *Alouatta* sp. sobre a lateralidade manual foram, até o momento, escassos e breves. Estes envolveram o emprego das mãos na busca do alimento e no ato de coçar, tanto em campo como em cativeiro, e demonstraram preferências distintas entre as espécies *A. caraya* (Melo & Pedroso, 2002) e *A. guariba clamitans* (Dias *et al*., 1998; Lessa *et al*., 1996; Ribeiro *et al*., 1996), sendo a primeira predominantemente destra e a segunda predominantemente canhota.

Frente aos fatos, estudar a lateralidade em diferentes espécies de primatas torna-se importante para ampliar o entendimento do sistema motor e do comportamento como um todo. Uma melhor perspectiva comparativa obtida pela inclusão de táxons ainda pouco estudados quanto à preferência manual auxilia na compreensão de como as assimetrias cerebrais se manifestam entre os primatas. Assim, o presente trabalho estudou o padrão de utilização das mãos na busca de alimentos por animais cativos de *A. g. clamitans* de diferentes sexos e faixas de idade.

MATERIAL E MÉTODOS

Animais

As observações foram realizadas no Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial (CEPESBI), localizado em Indaial, SC, com 25 animais alojados individualmente em recintos de grade enriquecidos com troncos e cordas. Os animais são manipulados com luvas e máscaras e são regularmente submetidos a exames veterinários. Recebem diariamente três refeições em horários semelhantes aos observados em ambiente

natural, sendo oferecidas folhas nas refeições matutina (8:00 h) e vespertina (16:30 h).

A coleta de dados pelo método animal-focal (Altmann, 1974) aconteceu no primeiro horário de alimentação com folhas durante dois períodos: de setembro de 1999 a julho de 2000 e de agosto de 2004 a janeiro de 2005. Para tanto, as folhas foram colocadas sobre a grade superior do cativeiro numa posição mediana em frente ao animal que se encontrava sentado sobre um tronco, de modo que este necessitava erguer-se e apoiar-se com uma das mãos na grade superior enquanto pegava o alimento com a outra. Tal procedimento evitava o uso de ambas as mãos ao mesmo tempo para a coleta do alimento. Eventualmente, o animal se apoiava com ambas as mãos na grade superior, coletando o alimento diretamente com a boca. A cada sessão eram oferecidas cinco folhas, sendo que para cada folha sucessiva o animal não se encontrava com qualquer mão apoiada na grade, tornando cada tentativa independente das demais. Nesses episódios de alimentação, registrou-se, em tabela pré-elaborada, o uso das mãos direita ou esquerda, ou de nenhuma (coleta com a boca), na categoria de busca, a qual foi definida como o ato de o animal pegar o alimento para levá-lo à boca.

Cada animal foi submetido a um mínimo de 19 sessões, as quais foram espaçadas por, pelo menos, dois dias. Foram obtidos entre 91 e 432 registros de preferência manual por animal após descarte dos registros de coleta com a boca (em média 3% dos registros por indivíduo, com um máximo de 9%).

Análise dos dados

As freqüências absolutas de utilização da mão esquerda e da mão direita foram comparadas para cada animal através da computação dos desvios das proporções observadas do valor de 50% de probabilidade de uso de cada mão. Para tanto, se usou a aproximação da distribuição binomial à distribuição normal, calculando-se os valores de *z* (*z-scores*), através da fórmula:

$$z = \frac{D - M}{\sqrt{Npq}}$$

onde D=número de vezes em que o indivíduo usou a mão direita, N=número de vezes em que o indivíduo usou qualquer uma das mãos, M=N/2 e p=q=0,5 (adaptado de Ferrari *et al*., 2000).

Valores maiores que 1,96 ($p<0,05$) indicam desvio significativo para uso da mão direita, sendo o indivíduo considerado destro, valores menores que –1,96 ($p<0,05$) indicam preferência significativa pelo uso da mão esquerda, sendo o indivíduo considerado canhoto, enquanto valores entre –1,96 e 1,96 ($p>0,05$) indicam ausência de preferência no uso de uma mão pela outra, sendo o indivíduo considerado ambidestro. O amplo emprego deste índice em estudos de lateralidade propicia comparações entre estudos com várias espécies de primatas (Hopkins, 1999; Papademetriou *et al*., 2005).

Como o número de registros obtidos variou consideravelmente entre os indivíduos, foi calculado o Índice de Lateralidade (IL), uma medida que independe do tamanho da amostra (Hopkins, 1999). Este índice é obtido através da seguinte fórmula:

$$IL = \frac{(D - E)}{(D + E)}$$

onde D=número de vezes em que o indivíduo usou a mão direita e E=número de vezes em que o indivíduo uso a mão esquerda. O IL varia de 1 (totalmente destro) a -1 (totalmente canhoto), sendo próximo a zero para indivíduos ambidestros. Os valores de IL foram usados para comparações não paramétricas entre os sexos (Mann-Whitney) e faixas etárias (Kruskall-Wallis), calculadas com o auxílio do programa estatístico *SPSS 11.0 for Windows*.

RESULTADOS

Dos 25 animais estudados, 18 mostraram preferência significativa pelo uso de uma das mãos na busca do alimento, 12 pela esquerda e seis pela direita (Tabela 1). Enquanto a presença de preferência manual foi significativamente mais freqüente que sua ausência (teste binomial: $p<0,05$), o predomínio de indivíduos canhotos sobre destros não foi acima do esperado ao acaso (teste binomial: NS).

Sete dos nove machos adultos testados mostraram preferência manual, quatro pela mão esquerda e três pela direita. Todos os sete machos subadultos apresentaram preferência manual, cinco pela esquerda e dois pela direita. Dos três machos juvenis analisados, um mostrou preferência pela mão esquerda e outro pela direita. Apenas uma das quatro fêmeas adultas mostrou preferência manual (mão esquerda). A

Tabela 1. Lateralidade na tarefa de manipulação do alimento em indivíduos cativos de *Alouatta guariba clamitans*. MD=percentagem de uso da mão direita, ME=percentagem de uso da mão esquerda, *z*=desvio da proporção 50% de uso da mão direita por aproximação à distribuição normal, IL=índice de lateralidade, preferência: D=mão direita (z>1,96), E=mão esquerda (z<-1,96), A=ambidestro (-1,96<z<1,96).

Animais	Registros	MD (%)	ME (%)	*z*	IL	Preferência
Machos adultos						
Nego	432	77	23	11,16	0,54	D
Chicão	419	62	38	4,93	0,24	D
Lula	222	59	41	2,68	0,18	D
Kalli	95	55	45	0,92	0,09	A
Lelo	425	46	54	-1,70	-0,08	A
Sharon	98	28	73	-4,44	-0,45	E
Xico	422	21	79	-12,07	-0,59	E
Pingo	108	8	92	-8,66	-0,83	E
Nicki	100	0	100	-10,00	-1,00	E
Machos subadultos						
Madu	99	100	0	9,95	1,00	D
Kadu	110	67	33	3,62	0,35	D
Bimbo	91	37	63	-2,41	-0,25	E
Jack	100	36	64	-2,80	-0,28	E
Nico	424	27	73	-9,42	-0,46	E
Nino	109	25	75	-5,27	-0,50	E
Gucki	100	0	100	-10,00	-1,00	E
Machos juvenis						
Caco	365	63	38	4,76	0,25	D
Keko	188	56	44	1,60	0,12	A
Pingo	410	44	56	-2,37	-0,12	E
Fêmeas adultas						
Pome	394	51	50	0,20	0,01	A
Nina	406	47	53	-1,09	-0,05	A
Sel	96	44	56	-1,22	-0,13	A
Cacau	109	39	62	-2,39	-0,23	E
Fêmeas subadultas						
Neguinha	101	0	100	-10,05	-1,00	E
Fêmeas juvenis						
Kika	365	45	55	-1,83	-0,10	A

única fêmea subadulta mostrou preferência pela mão esquerda e a única fêmea juvenil não mostrou preferência manual.

Dos 19 machos avaliados, 16 mostraram preferência manual na busca de alimento, 10 pela esquerda e seis pela direita. Das seis fêmeas, apenas duas mostraram preferência significativa para o uso das mãos, ambas pela esquerda. A comparação dos índices de lateralidade (IL) não evidenciou diferença significativa das preferências manuais entre os sexos (Mann-Whitney $U=51,0$, $n_1=19$, $n_2=6$, NS). Contudo, considerando-se apenas a presença de uma preferência manual comparada a condição ambidestra, observa-se que a ocorrência desta foi maior nos machos do que nas fêmeas (Fisher: $p<0,05$). Não houve diferença dos índices de lateralidade entre as três faixas etárias (Kruskall-Wallis $KW=2,13$, g.l.=2, NS).

Observa-se uma grande variação individual no grau de preferência manual, havendo desde indivíduos ambidestros até quatro casos de uso exclusivo de uma mão: três indivíduos (dois machos e uma fêmea) sempre utilizaram a mão esquerda para coletar alimento, enquanto um macho utilizou apenas a mão direita.

DISCUSSÃO

Embora outros autores tenham observado em diferentes atividades, tanto em campo (coleta de alimento, Ribeiro *et al.*, 1996; ato de coçar, Lessa *et al*., 1996) quanto em cativeiro (coleta de alimento, Dias *et al*., 1998), uma preferência pelo uso da mão esquerda em *A. g. clamitans*, o presente trabalho não corrobora este resultado. A fraca preferência global observada talvez se deva ao maior número de registros de indivíduos canhotos na amostra.

Estudos em ambiente natural com bugios-pretos (*A. caraya*) têm mostrado uma preferência pela mão direita durante o ato de coçar (Melo & Pedroso, 2002). A diferente lateralidade observada em animais do mesmo gênero pode estar relacionada à tarefa e/ou ao ambiente conforme descrito por Fagot & Vauclair (1991).

Este estudo corrobora as proposições de Warren (1980) e McGrew & Marchant (1997) de que a lateralidade manual em nível de espécie esteja ausente. Contudo, estudos envolvendo uma amostra maior que inclua mais juvenis e fêmeas são necessários para confirmar os resultados obtidos. A simples coleta de alimento constitui uma tarefa de

baixa complexidade motora, exatamente do tipo que Fagot & Vauclair (1991) não esperariam encontrar uma lateralidade populacional. Hopkins (1995), Parr *et al*. (1997) e Diego (2002) observaram mudanças de preferência de acordo com a complexidade da tarefa, em concordância com o proposto por Fagot & Vauclair (1991). Sendo assim, é possível que os mesmos sujeitos observados no presente estudo apresentem uma lateralidade diferente em atividades mais complexas. Contudo, a ausência de polegar oponível (esquizodactilia) nos bugios (Auricchio, 1995; Fleagle, 1999) certamente limita o grau de destreza manual que estes macacos podem desempenhar.

Outras espécies de platirrinos, tais como muriquis selvagens, *Brachyteles arachnoides* (Gomes, 1998), micos-leões-de-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas*, e micos-leões-pretos, *Leontopithecus chrysopygus*, demonstram preferência na utilização da mão direita para a busca de alimento (Diego, 2002). Outras, como *Callicebus cupreus*, não exibem preferência manual (Bicca-Marques *et al*., 1998).

Espécies de um mesmo gênero podem diferir na lateralidade. Bicca-Marques *et al*. (1998), por exemplo, verificaram que *Saguinus fuscicollis* não apresentou preferência manual durante a alimentação, enquanto *Saguinus imperator* apresentou forte preferência pela mão esquerda. Ferrari *et al*. (2000) não encontraram um padrão definido de preferência manual entre três espécies de *Cebus*, apenas uma maior preferência em adultos do que em juvenis e diferenças entre os sexos. *Cebus apella* foi a espécie que apresentou maior grau de preferência manual, sendo a espécie neotropical mais usada em estudos de lateralidade (Papademetriou *et al*., 2005). Diferentes estudos divergem no grau e direção da lateralidade apresentada por macacos-pregos. Fatores como postura (Parr *et al*., 1997; Westergard *et al*., 1997, 1998), experiência (Tavares *et al*., 2002) tipo e complexidade da tarefa (Lacreuse & Fragaszy, 1997; Spinozzi & Cachiarelli, 2000; Westergard *et al*., 1998) influenciam os resultados.

Assim, observa-se uma grande variação na existência e tipo de lateralidade em diferentes espécies de primatas. A meta-análise de Papademetriou *et al*. (2005) não evidenciou padrões claros de lateralidade populacional entre grandes grupos de primatas, havendo uma ligeira tendência ao predomínio da mão esquerda para prossímios e macacos do Velho Mundo, embora com larga variabilidade interespecífica e interindividual. Este resultado contraria a hipótese de MacNeilage *et al*. (1987) de que haveria uma progressão evolutiva esquerda-direita na lateralidade entre os primatas, a qual teria levado ao

padrão humano onde observa-se um claro predomínio de indivíduos destros.

Assim como se encontra uma variação na lateralidade entre diferentes gêneros e espécies, o mesmo pode ser evidenciado entre os sexos de uma mesma espécie. No presente trabalho, os machos apresentaram uma maior lateralidade do que as fêmeas, embora o número reduzido de fêmeas demande precaução na avaliação deste resultado. Em muriquis selvagens, a lateralidade foi mais acentuada nas fêmeas (Gomes, 1998). Macacos-pregos diferiram no padrão de lateralidade entre os sexos, com uma maior freqüência de destros entre machos e de canhotos entre fêmeas (Ferrari *et al*., 2000). Corp & Byrne (2004) encontraram o padrão inverso em chimpanzés manipulando frutos bimanualmente. Outras espécies, tais como os sagüis-cabeça-de-algodão, *Saguinus oedipus* (Roney & King, 1993), os micos-leões-de-cara-dourada e os micos-leões-pretos (Diego, 2002) não apresentaram diferença entre os sexos.

Desta forma, o estudo da lateralidade em bugios deve ser complementado com amostras mais amplas, incluindo um maior número de indivíduos nas diversas categorias de sexo e idade, e testando-se outras atividades visando um melhor entendimento (a) da ocorrência de variações sexuais na lateralidade e (b) dos efeitos de desenvolvimento ontogenético na sua expressão.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Universidade Regional de Blumenau e à Prefeitura Municipal de Indaial pelo apoio e suporte sem o qual esta pesquisa não teria sido possível e pela concessão de uma bolsa a M.J.R. Ao CNPq, pela concessão de uma bolsa RD a D.A.G.O. A toda equipe do CEPESBI pela ajuda constante, em particular ao médico veterinário Dr. Júlio César de Souza Júnior pelos cuidados para com os bugios. A Júlio César Bicca-Marques e a dois revisores anônimos pelas críticas e sugestões feitas a uma primeira versão deste trabalho que permitiram aprimorar substancialmente a versão final do mesmo.

BIBLIOGRAFIA

Altmann, J. (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227-267.

Auricchio, P. (1995) *Primatas do Brasil*. Terra Brasilis, São Paulo.

Bicca-Marques, J.C., Nunes, C.A. & Schacht, K. (1998) Preliminary observations on handedness in wild tamarins (*Saguinus* spp.) and titi monkeys (*Callicebus cupreus*). *Neotropical Primates* 6:88-90.

Corp, N. & Byrne, R.W. (2004) Sex difference in chimpanzee handedness. *American Journal of Physical Anthropology* 123:62-68.

Dias, B.P., Purin, S. & Hirano, Z.M.B. (1998) Lateralidade durante o comportamento alimentar de *Alouatta fusca clamitans* em cativeiro. In: *Anais do XVI Encontro Anual de Etologia* (A. Cais, coord.). UNESP, São José do Rio Preto, p. 119.

Diego, V.H. (2002) Preferência manual de micos-leões-de-cara-dourada e micos-leões-pretos: influências da postura e da tarefa. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Fagot, J. & Vauclair, J. (1991) Manual laterality in nonhuman primates: a distinction between handedness and manual specialization. *Psychological Bulletin* 109:76-89.

Ferrari, S.F., Lobato, T.W.R. & Andrade, M.S. (2000) A comparative study of hand preferences in three species of the genus *Cebus*. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 7* (C. Alonso & A. Langguth, eds.). Editora Universitária/UFPB, João Pessoa, pp. 97-105.

Fleagle, J.G. (1999) *Primate Adaptation and Evolution*. Academic Press, San Diego.

Gomes, M.T. (1998) Preferência manual de muriquis (*Brachyteles arachnoides* - Atelidae: Primates, E. Geoffroy, 1806) durante a coleta de alimento: um estudo naturalístico. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Hopkins, W.D. (1995) Hand preferences for a coordinated bimanual task in 110 chimpanzees (*Pan troglodytes*): cross-sectional analysis. *Journal of Comparative Psychology* 109:291-297.

Hopkins, W.D. (1999) On the other hand: statistical issues in the assessment and interpretation of hand preference data in nonhuman primates. *International Journal of Primatology* 20:851-865.

Lacreuse, A. & Fragaszy, D.M. (1997) Manual exploratory procedures and asymmetries for a haptic search task: a comparison between capuchins (*Cebus apella*) and humans. *Laterality* 2:247-266.

Lent, R. (2001) *Cem Bilhões de Neurônios: Conceitos Fundamentais de Neurociência*. Editora Atheneu, São Paulo.

Lessa, A.L.S., Hoeltgebaum, M.P., Marques, S.W. & Hirano, Z.M.B. (1997) Estudo preliminar da lateralidade no ato de coçar de uma população de *Alouatta fusca clamitans* (Primates, Cebidae) em seu ambiente natural, Indaial – SC. In: *Anais da 49ª Reunião Anual da SBPC, vol. II*. SBPC, Belo Horizonte, p. 949.

MacNeilage, P.F., Studdert-Kennedy, M.G. & Lindblom, B. (1987) Primate handedness reconsidered. *Behavioral and Brain Sciences* 10: 247-303.

McGrew, W.C. & Marchant, L.F. (1997) On the other hand: current issues in and meta-analysis of the behavioral laterality of hand function in nonhuman primates. *Yearbook of Physical Anthropology* 40:201-232.

Melo, W.F. & Pedroso, C.A. (2002) Estudo preliminar da lateralidade do ato de coçar de um grupo de bugios (*Alouatta caraya*) em ambiente natural. In: *Programa e Resumos do X Congresso Brasileiro de Primatologia* (S.F. Ferrari & V.B. Souza, orgs.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Belém, p. 139.

Ornstein, R. (1998) *A Mente Certa: Entendendo o Funcionamento dos Hemisférios*. Campus, Rio de Janeiro.

Papademetriou, E., Sheu, C. & Michel, G.F. (2005) A meta-analysis of primate hand preferences, particularly for reaching. *Journal of Comparative Psychology* 119:33-48.

Parr, L.A., Hopkins, W.D. & de Wall, F.B. (1997) Haptic discrimination in capuchin monkeys (*Cebus apella*): evidence of manual specialization. *Neuropsychologia* 35:143-152.

Ribeiro, L.T., Hirano, Z.M.B., Marques, S.W., Silva, J.C., Robl, F. & Wanke, E. (1996) Estudos preliminares sobre lateralidade na ingestão de alimentos em uma população de bugios – *Alouatta fusca clamitans* (Primata Cebidae) em Indaial – SC. *Dynamis* 4(15):37-39.

Roney, L.S. & King, J.E. (1993) Postural effects on manual reaching laterality in squirrel monkeys (*Saimiri sciureus*) and cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*). *Journal of Comparative Psychology* 107:380-385.

Spinozzi, G. & Cacchiarelli, B. (2000) Manual laterality in haptic and visual reaching tasks by tufted capuchin monkeys (*Cebus apella*). An association between hand preference and hand accuracy for food discrimination. *Neuropsychologia* 38:1685-1692.

Tavares, M.C., Aguiar, L. & Tomaz, C. (2002) Effect of practice on hand preference on a color visual discrimination task by capuchin monkeys (*Cebus apella*). *Perceptual and Motor Skills* 95:1027-1034.

Warren, J. (1980) Handedness and laterality in humans and other animals. *Physiological Psychology* 8:351-359.

Westergard, G.C., Kuhn H.E., Lundquist, A.L. & Suomi, S.J. (1997) Posture and reaching in tufted capuchins (*Cebus apella*). *Laterality* 2:65-74.

Westergard, G.C., Kuhn H.E. & Suomi, S.J. (1998) Effects of upright posture on hand preference for reaching vs. the use of probing tools by tufted capuchins (*Cebus apella*). *American Journal of Primatology* 44:147-153.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 401-422

Regras individuais de forrageio em batedores de *Saguinus imperator imperator* e *Saguinus fuscicollis weddelli*

Júlio César Bicca-Marques & Aline Moser Nunes

Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

RESUMO

Devido à variação espaço-temporal na disponibilidade de recursos alimentares utilizados por primatas em florestas tropicais, os animais podem adotar uma série de regras que aumentem a eficiência de seu forrageio. O conhecimento da localização das principais fontes alimentares, por exemplo, os auxilia a evitar ou retornar a áreas recentemente visitadas. Nesse trabalho, avaliamos se os principais batedores de um grupo de bigodeiros, *S. i. imperator* (dois indivíduos), e de dois grupos de soins-de-cara-suja, *S. f. weddelli* (dois indivíduos), utilizam as mesmas regras de forrageio quando a localização do alimento é constante e quando ela é imprevisível. Batedores (*searchers* ou *finders*) são aqueles indivíduos que investem mais tempo e energia no forrageio do que os demais membros do grupo, os quais são classificados como usurpadores ou oportunistas. Os dados foram coleta-

* Endereço para correspondência: Júlio César Bicca-Marques, Laboratório de Primatologia, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Avenida Ipiranga, 6681 Prédio 12A, Porto Alegre, RS 90619-900, Brasil, Fone: +55-51-33203545 r. 4742, Fax: 33203612, Email: jcbicca@pucrs.br

dos durante um estudo experimental de campo realizado no Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre em Rio Branco (9°56'30"S, 67°52'08"O) entre setembro de 1997 e janeiro de 1998. O aparato experimental envolveu a construção de uma estação de alimentação, contendo oito plataformas de alimentação localizadas em um arranjo circular. Em cada experimento, duas plataformas continham uma recompensa alimentar (banana), enquanto as demais continham bananas falsas ou bananas verdadeiras inacessíveis. Os experimentos testaram a habilidade dos macacos em usar informação espacial (localização do alimento constante), olfativa, dicas associativas e sinais de meta (localização imprevisível) nas decisões de forrageio. Em geral, os batedores visitaram preferencialmente um subconjunto de plataformas em cada sessão experimental. Quando a localização do alimento era constante, todos os batedores, exceto uma fêmea jovem de *S. f. weddelli*, costumavam ir de uma plataforma com recompensa diretamente para a outra. Os dois *S. f. weddelli* tenderam a iniciar sua busca por alimento na plataforma mais próxima à direção de sua chegada na estação de alimentação quando a localização era imprevisível. Sob esta condição, os animais tendiam a visitar plataformas adjacentes em seqüência, embora seguindo rotas diferentes.

Palavras-chave: Ecologia cognitiva, estudo experimental, informação espacial, bigodeiro, soim

ABSTRACT

Primates living in tropical forests may adopt a set of rules for coping with the spatio-temporal variability that characterizes the availability of their food resources and improving their foraging efficiency. Knowledge on the location of major feeding sites, for example, allows them to avoid or return to recently visited patches. Here we evaluate whether the main searchers (or finders) in a group of emperor tamarins, *S. i. imperator* (two individuals), and two groups of saddleback tamarins, *S. f. weddelli* (two individuals), adopt the same foraging rules when the location of food rewards is constant over time and when it is unpredictable. Searchers (or finders) are those individuals that invest more time and energy in foraging than their group mates, which are called either as joiners or opportunists. An experimental field study was conducted from September 1997 through January 1998 at the

Zoobotanical Park of the Universidade Federal do Acre (9°56'30"S, 67°52'08"W), Rio Branco, State of Acre, Brazil The experimental design involved the construction of a feeding station composed of eight feeding platforms distributed in a circular arrangement. In each experiment, two platforms were baited with a food reward (an unpeeled banana), whereas the remaining six contained a fake banana or an inaccessible real banana inside a wire mesh cage. The experiments tested the monkeys' ability to use spatial information (the location of food rewards was constant throughout the experiment), olfactory cues (only real bananas had banana smell), associative cues (blocks placed on reward platforms only) and goal sign cues (red-and-yellow striped posts placed near reward platforms only) in their foraging decisions. In general, searchers preferred to visit a subset of platforms in each experimental session. When place was constant over time, all searchers, except a juvenile female saddleback tamarin, moved from one reward platform directly to the other. When the location of food rewards was unpredictable, both saddleback searchers tended to begin searching for food at the nearest platform to its direction of arrival at the feeding station. Under this experimental condition, tamarin searchers tended to visit adjacent platforms in sequence, although following different routes.

Key words: Cognitive ecology, experimental field study, spatial information, emperor tamarin, saddleback tamarin

INTRODUÇÃO

As fontes alimentares dos animais, incluindo os primatas, podem variar consideravelmente em relação à sua produtividade e taxa de renovação. Por isso, a fim de localizar e reencontrar essas fontes, os animais devem ser capazes de usar informações espaciais e temporais (Gallistel, 1989). Em espécies que utilizam grandes áreas de vida, por exemplo, a habilidade de lembrar a posição espacial relativa de várias áreas de alimentação pode aumentar a eficiência de seu forrageio através da diminuição de tempo e energia gastos em uma busca aleatória (Milton, 1981). A representação interna de informações espaciais e temporais tem sido chamada de mapa cognitivo ou mental (veja Garber, 2000). A eficiência da estratégia de procura depende da

distribuição e abundância dos recursos alimentares disponíveis, de como as informações de tempo e espaço são utilizadas pelos forrageadores, bem como dos impedimentos impostos por outras atividades (Baum & Grant, 2001).

Ao estudar a formação do aprendizado discriminativo em macacos-rhesus (*Macaca mulatta*), Levine (1959, 1965) descreveu nove regras ou estratégias utilizadas pelos macacos na tentativa de resolver as tarefas. Nessas tarefas, os macacos (testados individualmente) eram expostos a um par de diferentes objetos (estímulos) e eram recompensados por identificar e selecionar o objeto que estava associado de forma consistente a uma recompensa alimentar. As regras ou estratégias que os macacos-rhesus de Levine utilizaram na resolução de problemas foram: (a) preferência pela posição – o macaco sempre seleciona o estímulo localizado em uma determinada posição (esquerda ou direita), (b) alternância de posições – o indivíduo alterna a escolha de objetos posicionados à direita ou à esquerda, de sessão a sessão, (c) preferência pelo estímulo – o mesmo objeto é selecionado durante todas as sessões, (d) alternância de estímulo – o objeto escolhido é alternado de sessão a sessão, (e) *win-stay*/*lose-shift* (posição) – o animal escolhe a mesma posição se ali recebeu recompensa na sessão anterior ou outra posição se não recebeu recompensa, (f) *win-shift*/*lose-stay* (posição) – o animal escolhe outra posição se foi recompensado na sessão anterior ou a mesma posição se não foi recompensado, (g) *win-stay*/*lose-shift* (objeto) – o indivíduo escolhe o mesmo objeto se foi recompensado na sessão anterior ou o outro objeto se não foi recompensado, (h) aprendizado na terceira tentativa – o animal escolhe o objeto correto na terceira tentativa após ter falhado na segunda tentativa e (i) ao acaso.

Ao contrário do par de itens utilizados simultaneamente no experimento com animais de cativeiro, os primatas selvagens geralmente enfrentam uma disposição mais diversa de informações ambientais e sociais na tomada de decisões. Consequentemente, enquanto algumas hipóteses de Levine podem ser muito simplistas para explicar a solução de problemas de forrageio por primatas selvagens (alternância de posição e de estímulo), outras parecem altamente relevantes (*win-stay*/*lose-shift* e *win-shift*/*lose-stay*). O uso de uma estratégia *win-stay*, por exemplo, pode ser muito importante para animais que explorem recursos abundantes e que não são esgotados facilmente. Por outro lado, *win-shift* pode ser utilizada por espécies que exploram recursos altamente esgotáveis. Assim, a eficiência dessas

estratégias varia de acordo com a fenologia e as taxas de renovação dos recursos, bem como em relação ao número de indivíduos e grupos explorando simultaneamente um local de alimentação (Bicca-Marques, 2000).

Quando se alimentam de néctar, por exemplo, *Saguinus mystax* e *S. fuscicollis* exibem um padrão de forrageio onde as decisões parecem ser baseadas em minimizar as distâncias entre os locais de alimentação (Garber, 1988). Esses primatas provavelmente possuem um mapa cognitivo da distribuição espacial de certas espécies de árvores em sua área de vida e podem avaliar a distância e direção desses locais a partir da posição onde se encontram. Minimizando os custos de procura através do aprendizado, da memória e de viagens reduzidas, estes pequenos primatas são capazes de concentrar seus esforços em espécies florais com distribuição dispersa (Garber, 1988). Segundo Garber (1989), a exploração de alimentos por *S. mystax* e *S. fuscicollis* parece ser orientada ao objetivo. Apesar de informações perceptivas desempenharem um papel importante na orientação e exploração de árvores de alimentação próximas ao local onde o forrageador se encontra, a memória parece desempenhar um papel mais importante no forrageio e seleção de locais de alimentação distantes (Garber, 1989).

Bicca-Marques (2000, 2003; Bicca-Marques e Garber, 2005) observou que indivíduos de um grupo de soins (*Saguinus imperator imperator* e *S. fuscicollis weddelli*) podem adotar uma estratégia de batedor (*searcher* ou *finder*), usurpador (*joiner*) ou oportunista (*opportunist*) dependendo de seu uso de informações ecológicas ou sociais na tomada de decisões de forrageio. Os batedores são aqueles indivíduos que procuram ativamente por comida, enquanto os usurpadores são "cleptoparasitos" que monitoram o comportamento dos batedores e se apropriam de parte do alimento que eles encontram. Entre esses extremos encontram-se os oportunistas, os quais distribuem o seu tempo e energia entre essas duas atividades (Giraldeau & Caraco, 2000).

Trabalhos anteriores verificaram que esses animais têm capacidade de utilizar a informação espacial para organizar suas estratégias de busca (Bicca-Marques, 2000, 2003, 2005). Em estudo realizado por Bicca-Marques (2005), grupos sociais de *S. i. imperator* e *S. f. weddelli* adotaram uma estratégia *win-stay* quando o alimento permanecia no mesmo local por vários dias, aumentando, assim, a eficiência de seu forrageio. Quando a localização do alimento era imprevisível, no entanto, os grupos paravam de utilizar esta regra. Neste trabalho, são

analisadas informações sobre as atividades de forrageio em nível de indivíduo. O propósito foi verificar se os principais batedores encontrados em um grupo de *S. i. imperator* e dois grupos de *S. f. weddelli* utilizam diferentes regras de forrageio quando comparamos situações em que a informação espacial é constante e confiável e quando ela é imprevisível.

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi conduzido no Parque Zoobotânico (9°56'30''-9°57'19''S, 67°52'08''-67°53'00''O), uma área protegida pertencente à Universidade Federal do Acre em Rio Branco, Estado do Acre, Brasil. O Parque Zoobotânico é um fragmento de floresta com aproximadamente 100 hectares, caracterizado pela presença de floresta secundária em vários estágios de sucessão (Bicca-Marques, 2000). Todos os soins, exceto um par de infantes nascidos durante o estudo, foram capturados e marcados para reconhecimento individual.

O aparato experimental incluiu a construção de uma Estação de Alimentação na área de vida dos grupos de estudo, a qual era composta por oito plataformas de alimentação visualmente similares. As plataformas foram confeccionadas com uma tábua de madeira medindo 30 cm x 45 cm coberta por plástico. As mesmas foram distribuídas em um arranjo circular, com aproximadamente 12 m de diâmetro, e colocadas a uma altura de 1,5 m acima do solo, próximas a árvores ou trepadeiras de modo a facilitar o acesso pelos macacos. Um observatório foi construído a cerca de 5 m da plataforma mais próxima para a observação do comportamento dos animais.

Dependendo do protocolo experimental, bananas verdadeiras, bananas plásticas ou bananas verdadeiras dentro de saquinhos de arame foram utilizadas como isca. As plataformas eram iscadas no início da manhã e após cada visita dos grupos de estudo (sessão). As iscas eram recolocadas tomando-se cuidado para que os animais não estivessem presentes durante este processo. Em cada sessão, duas plataformas continham uma banana verdadeira (plataformas com recompensa), enquanto as seis plataformas restantes eram iscadas com uma falsa recompensa (bananas plásticas ou verdadeiras inacessíveis; plataformas sem recompensa). Assim, havia uma probabilidade de 25% (duas plataformas com recompensa/oito plataformas de alimentação) de que os macacos escolhessem plataformas contendo recompensas, ao acaso.

Desempenhos significativamente maiores do que 25% indicariam que os soins aprenderam a utilizar a informação testada para aumentar o seu sucesso na localização do alimento.

A coleta de dados iniciava quando vocalizações ou avistamentos dos grupos de estudo eram detectados próximos à Estação de Alimentação. As seguintes informações foram coletadas: horário de chegada e partida da Estação de Alimentação, direção de chegada e partida, horário, duração e ordem de visita por cada membro do grupo a cada plataforma de alimentação, freqüência, participantes e contexto de interações sociais.

Uma série de experimentos testou a habilidade dos macacos em usar informação espacial (localização do alimento constante), visual, olfativa, dicas associativas e sinais de meta (localização imprevisível) nas decisões de forrageio (Tabela 1). Além destes experimentos, foi realizado um experimento controle para verificar se os animais eram capazes de utilizar qualquer outra informação ecológica não controlada pelo pesquisador para melhorar a eficiência de seu forrageio. O trabalho foi realizado diariamente no período de 21 de setembro de 1997 a 29 de janeiro de 1998.

Dois experimentos "informação espacial" (A=12 dias e B=32 dias) testaram a habilidade dos macacos em selecionar locais de alimentação baseados no uso de informações espaciais (a localização das plataformas com recompensa foi mantida constante ao longo de todo o experimento). O experimento "controle" (10 dias) testou se, na ausência de informações visuais, olfativas e espaciais, os macacos utilizavam outra informação ecológica não-controlada pelo pesquisador para localizar as plataformas com recompensa. No experimento "informações olfativas" (15 dias) foi testada a habilidade dos animais em selecionar locais de alimentação baseados apenas no uso de informações olfativas. O experimento "dicas associativas" (20 dias) testou a habilidade dos macacos em aprender a relacionar a existência de um bloco à presença de bananas verdadeiras nas plataformas com recompensa. No experimento "sinais de meta" (20 dias) foi testada a habilidade dos animais em associar a presença de um marco de referência (poste listrado amarelo-e-vermelho) localizado a 1 m de cada plataforma com recompensa à presença de banana.

Neste trabalho, somente foram analisados dados referentes aos principais batedores de um grupo de *S. i. imperator* (grupo IMP "B": IB-VEP, macho adulto e IB-AZL, fêmea adulta) e de dois grupos de *S. f. weddelli* (grupos FUS "A": FA-BRA, macho adulto e FUS "C":

FC-LAR, fêmea jovem). Foram analisados os dados referentes aos experimentos utilizando informação espacial (localização do alimento previsível) e aos experimentos utilizando informação olfativa, dicas associativas, sinais de meta e o experimento controle (localização do alimento imprevisível). Os grupos de estudo obtiveram um bom desempenho nos experimentos espaciais, aprendendo a localização das plataformas com recompensa, mas não apresentaram desempenhos significativamente acima do acaso nos demais experimentos discutidos neste trabalho (Bicca-Marques, 2000; Bicca-Marques & Garber, 2004). Deste modo, foi possível verificar se os animais utilizam regras de forrageio diferentes quando comparamos situações nas quais a informação espacial é constante e confiável e naquelas em que ela é imprevisível.

Para cada animal foi elaborada uma matriz indicando todas as transições entre plataformas realizadas durante cada sessão. Dividindo o número total de transições realizadas pelo animal pelo número de transições possíveis, obtivemos o valor que seria esperado se as transições fossem homogeneamente distribuídas entre as plataformas. Utilizou-se o Teste Exato de Fisher (disponível em http://www.matforsk.no/ola/fisher.htm) para verificar se a freqüência de cada transição observada entre as plataformas diferia do valor esperado. O teste do qui-quadrado foi utilizado para verificar se houve diferença na freqüência de visitação das plataformas. Estes testes consideraram um nível de significância de 5%.

RESULTADOS

Os batedores estudados, em geral, deram preferência a um subconjunto de plataformas, tanto nos experimentos onde a localização do alimento era constante, quanto naqueles com a localização do alimento imprevisível. Nos experimentos com informação espacial (localização do alimento constante), os indivíduos IB-VEP, IB-AZL e FA-BRA utilizaram as plataformas que continham recompensa com maior freqüência. Nos experimentos nos quais a localização do alimento era imprevisível, esses animais continuaram mostrando preferência em utilizar certas plataformas de alimentação (Tabelas 2, 3 e 4). A fêmea jovem FC-LAR foi a exceção. Este indivíduo, além de não ter utilizado as duas plataformas com recompensa com uma freqüência maior do que o esperado durante o experimento "informação espacial", inspecionou

Tabela 1. Descrição dos experimentos, ordem de apresentação aos grupos de estudo e duração em dias em parênteses.

Experimento	Condições	Ordem e duração	Localização previsível?
Informações visuais, olfativas e espaciais juntas[1]	Dicas visuais disponíveis (bananas verdadeiras e plásticas expostas) Dicas olfativas disponíveis (bananas plásticas não têm cheiro) Localização das plataformas com recompensa mantida constante	1º (10 dias)	Sim
Informação espacial A*	Distribuição das plataformas com bananas verdadeiras diferente do experimento anterior, mas mantida constante durante todo o experimento Dicas visuais eliminadas (iscas cobertas por folhas) Diferenças nas dicas olfativas minimizadas (plataformas sem recompensa contêm uma banana verdadeira inacessível dentro de um saquinho de arame sob uma folha)	2º (12 dias)	Sim
Controle*	Informação espacial, visual e olfativa indisponível (localização das plataformas com recompensa varia aleatoriamente entre sessões, iscas cobertas por folhas, bananas verdadeiras dentro de saquinhos de arame em plataformas sem recompensa para igualar o odor)	3º (10 dias)	Não
Informações visuais	Dicas visuais disponíveis (plataformas com recompensa contêm uma banana verdadeira sobre uma folha, enquanto as plataformas sem recompensa contêm uma banana plástica) Localização das plataformas com e sem recompensa varia aleatoriamente Diferenças nas dicas olfativas minimizadas como no experimento espacial A	4º (6 dias)	Não
Informações olfativas*	Dicas olfativas disponíveis (bananas plásticas não têm cheiro) Dicas visuais eliminadas (bananas verdadeiras e plásticas sob folhas) Localização das plataformas com e sem recompensa varia aleatoriamente	5º (15 dias)	Não

Continua

Continuação da Tabela 1

Experimento	Condições	Ordem e duração	Localização previsível?
Dicas associativas*	Um bloco branco pequeno (W) ou amarelo grande (Y) colocado sobre as plataformas com recompensa Localização das plataformas com e sem recompensa varia aleatoriamente Dicas visuais eliminadas (iscas escondidas sob folhas) Diferenças nas dicas olfativas minimizadas como no experimento espacial A	6º (20 dias) (W=10 dias Y=10 dias)	Não
Sinais de meta*	Um poste listado amarelo e vermelho é colocado dentro do círculo de plataformas a 1 m de distância de cada plataforma com recompensa Localização das plataformas com e sem recompensa varia aleatoriamente Dicas visuais eliminadas (iscas escondidas sob folhas) Diferenças nas dicas olfativas minimizadas como no experimento espacial A	7º (20 dias)	Não
Informação espacial B[2]*	Iguais às do experimento "informação espacial A"	8º (12 dias)	Sim
Informação espacial B + quantidade[2]*	As mesmas condições do experimento anterior, inclusive a localização das plataformas com e sem recompensa Uma plataforma com recompensa contém 3 bananas verdadeiras, enquanto a outra contém apenas meia banana verdadeira durante este experimento	9º (20 dias)	Sim

[1] Esta condição experimental foi conduzida duas vezes com diferentes localizações das plataformas com recompensa durante o estudo (A: 6 dias & B: 4 dias); [2] os resultados destes experimentos são analisados em conjunto; * experimentos discutidos neste trabalho.

de maneira semelhante todas as plataformas durante os demais experimentos (Tabela 5).

Os dois *S. fuscicollis* tenderam a iniciar sua busca por alimento na plataforma mais próxima à direção de sua chegada na Estação de Alimentação quando a localização do alimento era imprevisível (FA-BRA: Z=4,491, p<0,001; FC-LAR: Z=4,762, p<0,001). Nos experimentos com informação espacial (localização do alimento previsível), no entanto, estes animais não demonstraram esta preferência. Os *S. imperator*, por sua vez, não apresentaram preferências quanto à plata-

Tabela 2. Freqüência de uso de cada plataforma por IB-VEP em experimentos com localização de alimento previsível (plataformas contendo recompensas, n^{os} 2 e 8) e imprevisível.

Plataforma	Número de visitas	
	Localização previsível	**Localização imprevisível**
1	3	37
2	**13**	24
3	-	43
4	-	44
5	-	23
6	1	28
7	4	29
8	**10**	35
Total	31	263
χ^2_7	-	14,075
p	<0,05*	<0,05

* O uso das plataformas com recompensa (em negrito) foi significativamente maior que o esperado pelo Teste Exato de Fisher (23/31 vs. 8/31, p<0,05). Não foi possível utilizar o teste de qui-quadrado devido ao pequeno tamanho da amostra.

forma mais próxima à direção de sua chegada independentemente de a localização do alimento ser fixa ou não (teste Z das Duas Porcentagens, NS).

Com exceção de FC-LAR, quando a localização do alimento era constante, os batedores iam de uma plataforma com recompensa diretamente para outra (Figura 1). Por outro lado, quando a localização era imprevisível, os animais tendiam a visitar plataformas adjacentes em seqüência, ou seja, numa busca circular, embora seguindo rotas diferentes (Figura 2). FC-LAR mostrou uma tendência de realizar buscas "exaustivas", ou seja, procurando em todas as plataformas, quando a localização do alimento era imprevisível.

Tabela 3. Freqüência de uso de cada plataforma por IB-AZL em experimentos com localização de alimento previsível (plataformas contendo recompensas, n^{os} 2 e 8) e imprevisível.

Plataforma	**Número de visitas**	
	Localização previsível	**Localização imprevisível**
1	11	41
2	**13**	23
3	4	33
4	1	25
5	-	25
6	3	47
7	1	33
8	**16**	43
Total	49	270
χ^2_7	44,548	17,297
p	<0,001	<0,05

DISCUSSÃO

Este trabalho corrobora a informação de que *S. i. imperator* e *S. f. weddelli* são capazes de utilizar a informação espacial para organizar suas estratégias de busca por alimento e adotar a regra de forrageio *win-stay* (Bicca-Marques, 2000, 2003, 2005). As freqüências de transição entre as plataformas nos experimentos "informação espacial", quando a disposição do alimento era previsível, confirmam que os batedores, especialmente de *S. imperator*, aprenderam suas localizações e aumentaram a eficiência de seu forrageio ao mesmo tempo em que reduziram seu gasto energético deslocando-se de uma plataforma com recompensa diretamente para outra.

Tabela 4. Freqüência de uso de cada plataforma por FA-BRA em experimentos com localização de alimento previsível (plataformas contendo recompensas, n^{os} 5 e 8) e imprevisível.

Plataforma	**Número de visitas**	
	Localização previsível	**Localização imprevisível**
1	1	82
2	1	54
3	-	46
4	1	44
5	**49**	82
6	11	100
7	2	57
8	**20**	69
Total	85	534
χ^2_7	190,669	41,667
p	<0,001	<0,001

Tabela 5. Freqüência de uso de cada plataforma por FC-LAR em experimentos com localização de alimento previsível (plataformas contendo recompensas, n^{os} 5 e 8) e imprevisível.

Plataforma	Número de visitas	
	Localização previsível	**Localização imprevisível**
1	3	65
2	-	58
3	3	71
4	4	71
5	**21**	79
6	20	91
7	4	75
8	**3**	66
Total	58	576
χ^2_7	66,134	9,746
p	<0,001	NS

No entanto, quando a localização do alimento era imprevisível, os batedores destas duas espécies adotaram estratégias diferentes. Enquanto os dois *S. fuscicollis* apresentaram uma tendência a procurar o alimento através da inspeção de plataformas adjacentes em seqüência, os *S. imperator* apresentaram um menor número de transições significativas, indicando uma tendência de deslocar-se de maneira mais homogênea entre as plataformas de alimentação. Além disso, os *S. fuscicollis* geralmente começaram a busca por alimento na plataforma mais próxima à direção de sua chegada na Estação de Alimentação quando a localização do alimento era imprevisível, enquanto os *S. imperator* não apresentaram esta tendência.

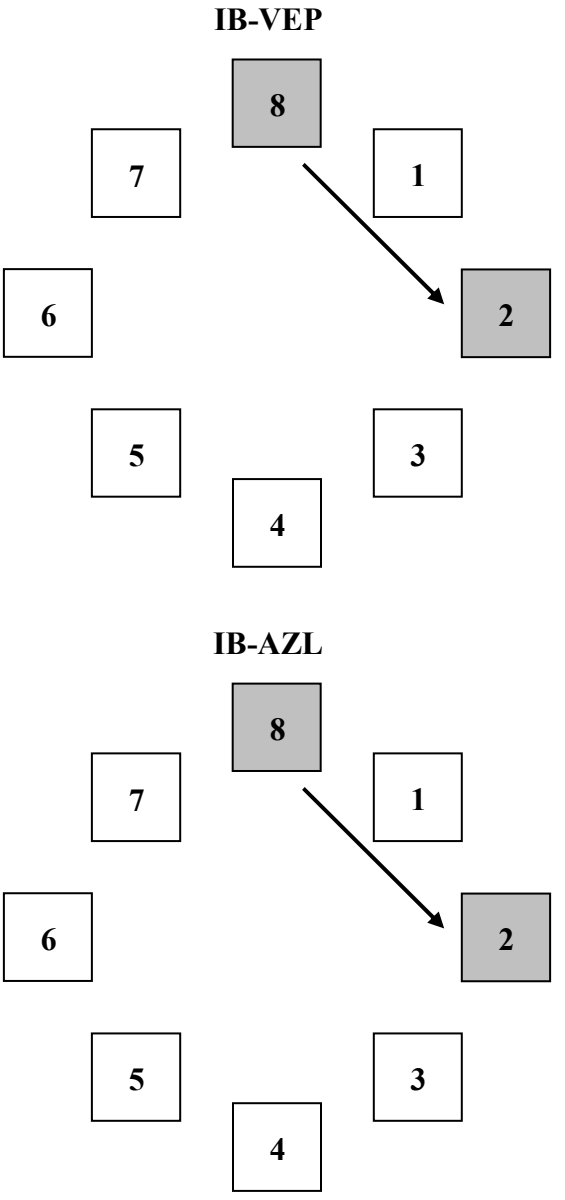
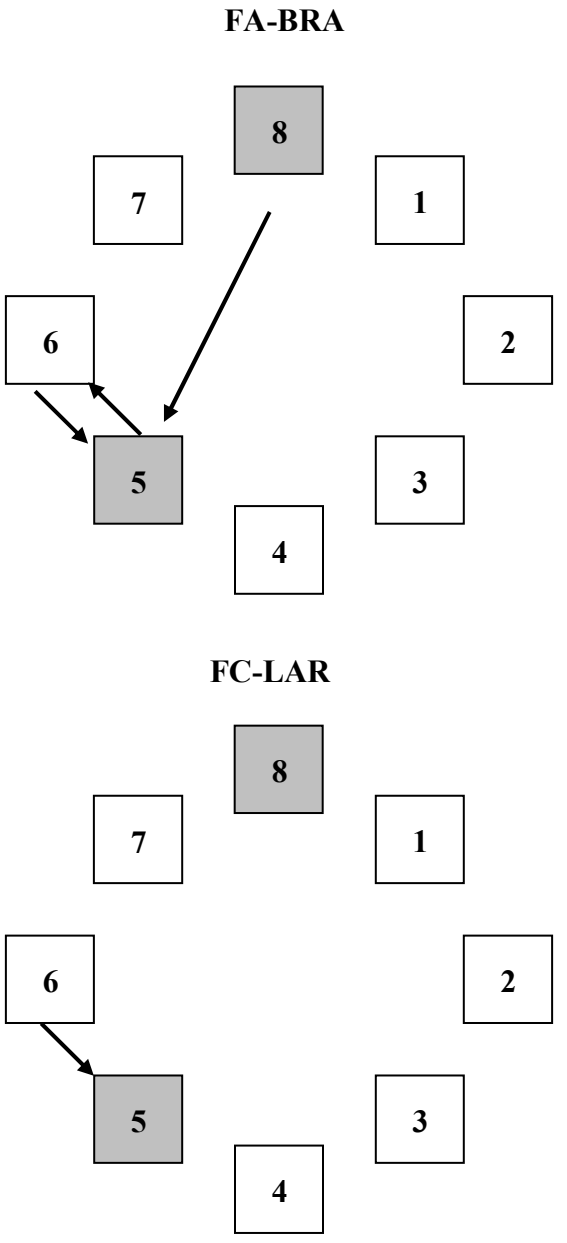


Figura 1. Seqüência de transições entre plataformas realizadas com freqüência significativamente acima do esperado por cada indivíduo quando a localização do alimento era previsível (veja o texto para detalhes). As plataformas com recompensa estão representadas em cinza.



Continuação da Figura 1

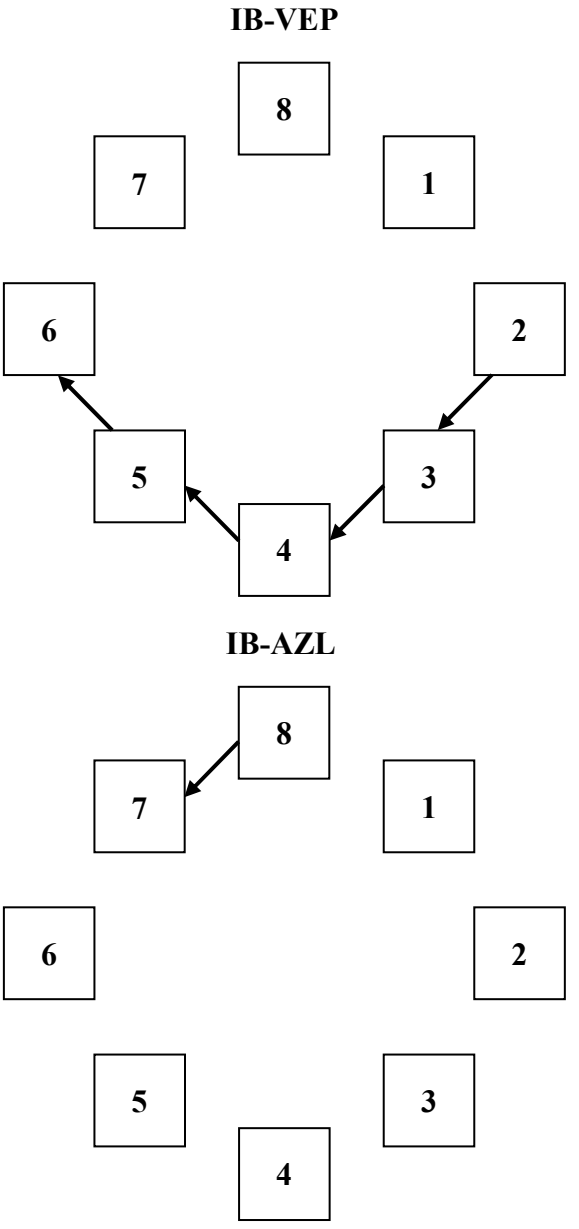
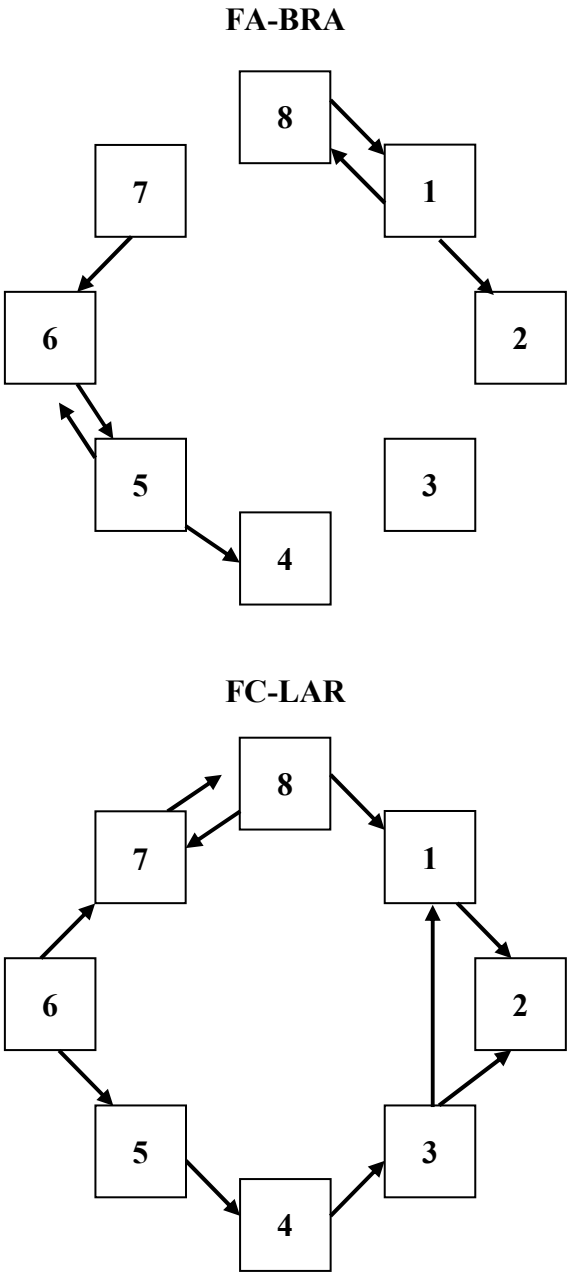


Figura 2. Seqüência de transições entre plataformas realizadas com freqüência significativamente acima do esperado por cada indivíduo quando a localização do alimento era imprevisível (veja o texto para detalhes).



Continuação da Figura 2

A fêmea juvenil FC-LAR visitou aproximadamente o dobro de plataformas que os demais batedores em cada visita de seu grupo à Estação de Alimentação (FC-LAR=4,8; FA-BRA=2,9; IB-AZL=2,6; IB-VEP=2,5; Bicca-Marques, 2000). Esta "busca exaustiva" (*sensu* Ydenberg, 1998) realizada por FC-LAR tem sido relacionada ao fato do grupo FUS 'C' ser subordinado aos demais grupos de soins (IMP 'A', IMP 'B' e FUS 'A'; Bicca-Marques & Garber, 2004). É possível sugerir, ainda, que os *S. fuscicollis*, especialmente FC-LAR, tenham minimizado os custos cognitivos associados à memorização das plataformas previamente visitadas numa determinada sessão ao realizar uma busca circular.

Tal estratégia de busca pode estar relacionada ao hábito de *S. fuscicollis* forragear por insetos em microhábitats "cegos" (*blind microhabitats*, *sensu* Peres, 1992). Considerando-se que a produtividade e taxa de renovação destes microhábitats deve ser baixa, a adoção de uma estratégia de exploração que minimize a probabilidade de retorno a locais previamente inspecionados (neste sentido, semelhante à adoção de uma busca circular na Estação de Alimentação) pode incrementar a eficiência do forrageio. Estudos experimentais envolvendo um maior número de grupos sociais e batedores de *S. fuscicollis* e de espécies de soins que exploram estes microhábitats apenas esporadicamente, tal como *S. imperator*, são necessários para testar esta hipótese. Dados referentes à estratégia individual de forrageio por insetos nestes microhábitats por *S. fuscicollis* também são essenciais para avaliar sua validade. A aceitação dessa hipótese reforçaria a importância da exploração de insetos em microhábitats "cegos" na evolução de *S. fuscicollis*, cuja forma da mão é compatível com uma otimização desta atividade (Bicca-Marques, 1999).

A observação de que FA-BRA e FC-LAR realizaram uma busca circular está de acordo com o descrito por De Lillo *et al.* (1998), os quais citam que a estrutura espacial da distribuição de alimento parece produzir um efeito dramático na economia de energia gasta em forrageio pelos primatas. Em um estudo com macacos-prego (*Cebus apella*), estes autores observaram que os animais são capazes de modificar sua estratégia de forrageio e produzir buscas altamente econômicas quando o alimento é disposto em locais de alimentação distribuídos com diferentes configurações (por exemplo, buscas lineares ou circulares).

Em suma, os batedores de ambas as espécies adotaram uma regra de forrageio quando a informação espacial era confiável e outra quando

ela era imprevisível. Além disso, *S. imperator* e *S. fuscicollis* apresentaram estratégias semelhantes na primeira situação, mas diferiram na segunda. Estudos futuros deverão testar se as semelhanças e diferenças observadas nas regras de forrageio destas duas espécies no presente estudo são consistentes em nível de espécie e procurar identificar sua base ecológica e evolutiva.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Carlo De Lillo pelas sugestões para a análise dos dados e revisão do manuscrito, a Nicola Schiel pela revisão crítica do manuscrito, à Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior/CAPES (nº 1823/95-3), Fundação O Boticário de Proteção à Natureza/The John D. and Catherine T. MacArthur Foundation (FBPN 0288971), Fundo Mundial para a Natureza/WWF–Brasil (CSR 091-98), Wenner-Gren Foundation for Anthropological Research (nº 6176), American Society of Primatologists, University of Illinois at Urbana-Champaign, Parque Zoobotânico/Universidade Federal do Acre e Associação S.O.S. Amazônia pelo apoio financeiro e logístico. J.C. Bicca-Marques também agradece ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (Proc. nº 306090/2006-6).

BIBLIOGRAFIA

Baum, K.A. & Grant, W.E. (2001) Hummingbird foraging behavior in different patch types: simulation of alternative strategies. *Ecological Modelling* 137:201-209.

Bicca-Marques, J.C. (1999) Hand specialization, sympatry, and mixed-species associations in callitrichines. *Journal of Human Evolution* 34:449-478.

Bicca-Marques, J.C. (2000) Cognitive aspects of within-patch foraging decisions in wild diurnal and nocturnal New World monkeys. Ph.D. thesis, University of Illinois, Urbana.

Bicca-Marques, J.C. (2003) Sexual selection and the evolution of foraging behavior in male and female tamarins and marmosets. In: *Sexual Selection and Reproductive Competition in Primates: New Perspectives and Directions* (C.B. Jones, ed.). American Society of Primatologists, Norman, pp. 455-475.

Bicca-Marques, J.C. (2005) The win-stay rule in within-patch foraging decisions in free-ranging titi monkeys (*Callicebus cupreus cupreus*) and tamarins (*Saguinus imperator imperator* and *Saguinus fuscicollis weddelli*). *Journal of Comparative Psychology* 119:343-351.

Bicca-Marques, J.C. & Garber, P.A. (2004) Use of spatial, visual, and olfactory information during foraging in wild nocturnal and diurnal anthropoids: A field experiment comparing *Aotus*, *Callicebus*, and *Saguinus*. *American Journal of Primatology* 62:171-187.

Bicca-Marques, J.C. & Garber, P.A. (2005) The use of social and ecological information in tamarin foraging decisions. *International Journal of Primatology* 26:1321-1344.

De Lillo, C., Aversano, M., Tuci, E. & Visalberghi, E. (1998) Spatial constraints and regulatory functions in monkey´s (*Cebus apella*) search. *Journal of Comparative Psychology* 112:353-362.

Gallistel, C.R. (1989) Animal cognition: the representation of space, time and number. *Annual Review of Psychology* 40:155-189.

Garber, P.A. (1988) Foraging decisions during nectar feeding by tamarin monkeys (*Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*, Callitrichidae, Primates) in Amazonian Peru. *Biotropica* 20:100-106.

Garber, P.A. (1989) Role of spatial memory in primate foraging patterns: *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*. *American Journal of Primatology* 19:203-216.

Garber, P.A. (2000) Evidence for the use of spatial, temporal, and social information by some primate foragers. In: *On the Move: How and Why Animals Travel in Groups* (S. Boinski & P.A. Garber, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, pp. 261-298.

Giraldeau, J.A. & Caraco, T. (2000) *Social Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton.

Levine, M. (1959) A model of hypothesis behavior in discrimination learning sets. *Psychological Review* 66:353-366.

Levine, M. (1965) Hypothesis behavior. In: *Behavior of Nonhuman Primates, vol. 1* (A. Schrier, H. Harlow & F. Stollnitz, eds.) Academic Press, New York, pp. 97-127.

Milton, K. (1981) Distribution patterns of tropical plant foods as an evolutionary stimulus to primate mental development. *American Anthropologist* 83:534-548.

Peres, C.A. (1992) Prey-capture benefits in a mixed-species group of Amazonian tamarins, *Saguinus fuscicollis* and *Saguinus mystax*. *Behavioral Ecology Sociobiol*ogy 31:339-347.

Ydenberg, R.C. (1998) Behavioral decisions about foraging and predator avoidance. In: *Cognitive Ecology: The Evolutionary Ecology of Information Processing and Decision Making* (R. Dukas, ed.). The University of Chicago Press, Chicago, pp. 343-378.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 423-432

Comportamento de termorregulação em bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 - Primates, Atelidae) no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul, RS

Carina Barboza Muhle & Júlio César Bicca-Marques

Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

RESUMO

Estratégias de termorregulação comportamental têm sido observadas em várias espécies de primatas tanto na natureza quanto em cativeiro e podem ser particularmente importantes para espécies com dietas relativamente pobres em energia, como os bugios (*Alouatta* spp.). No presente estudo, avaliou-se a influência da temperatura ambiente na postura corporal e na seleção de microhábitats durante o descanso por bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) mantidos em cativeiro no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul, RS. Três indivíduos adultos (duas fêmeas e um macho) foram observados durante 139 horas. O comportamento dos animais foi classificado em descanso, locomoção, alimentação e outros. Durante o descanso foram registrados a postura corporal (bola, sentado, deitado, relaxado e esparramado) e o local (ao

* Endereço para correspondência: Carina Barboza Muhle, Laboratório de Primatologia, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Avenida Ipiranga, 6681 Prédio 12A, Porto Alegre, RS 90619-900, Brazil, Tel.: + 55-51-33203545 r. 4742, Fax: + 55-51-33203612, Email: kkmuhle@ig.com.br

sol vs. à sombra). Uma postura média foi estimada dando-se um peso de 1 (bola) a 5 (esparramado) para as posturas corporais. Ao final de cada unidade amostral foi registrada a temperatura ambiente à sombra, a qual variou de 11 a 27ºC. Os animais passaram 71% do tempo em descanso, sendo bola a postura mais utilizada (29,5%; n=2005 registros), seguida de sentado (28,0%; n=1899), deitado (26,0%; n=1767), relaxado (10,5%; n=710) e esparramado (6,0%; n=407). Com o aumento da temperatura ambiente, os animais aumentaram o uso de posturas dissipadoras de calor (postura média: r^2=0,884, N=9, F-ratio=53,405, p<0,001) e de locais à sombra para descansar (r^2=0,684, N=9, F-ratio= 15,132, p=0,006). Este trabalho corrobora o papel da termorregulação comportamental citada para *A. g. clamitans*, *A. caraya* e *A. palliata* em estudos de campo e demonstra a importância do enriquecimento ambiental para o conforto térmico dos animais em cativeiro.

Palavras-chave: Descanso, posturas corporais, seleção de microhábitat, temperatura ambiente, enriquecimento ambiental

ABSTRACT

Behavioral thermoregulation strategies have been reported for several primate species both in the wild and captivity and may be particularly important for species feeding on energy-poor diets, such as the howler monkeys (*Alouatta* spp.). In this study we tested whether ambient temperature influences body posture and microhabitat selection during resting by captive brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) kept at the Sapucaia do Sul Zoological Park, Sapucaia do Sul, State of Rio Grande do Sul, Brazil. Three adults (two females and one male) were observed for 139 hours. Their behavior was classified into resting, moving, feeding and others. The body posture (curled, sitting, lying or half extended, spread or three quarter extended and stretched or fully extended) adopted and the microhabitat (sunny vs. shady) occupied during resting were also recorded. A mean posture was calculated by weighing postures from 1 (curled) to 5 (stretched). The ambient temperature in the shade was recorded after each sampling unit. This temperature ranged from 11 to 27ºC. Howlers spent 71% of their time resting, and curled was the most common posture (29.5%; n=2005 records), followed by sitting (28.0%; n=1899), lying (26.0%; n=1767), spread (10.5%; n=710) and stretched (6.0%; n=407). Howlers increased

the use of heat dissipating postures (mean posture: r^2=0.884, N=9, F-ratio=53.405, p<0.001) and shady microhabitats (r^2=0.684, N=9, F-ratio=15.132, p=0.006) with increasing ambient temperature. This research corroborates the role of behavioral thermoregulation mentioned in field studies of *A. g. clamitans*, *A. caraya* and *A. palliata* and highlights the importance of environmental enrichment for improving thermal comfort in captive animals.

Key words: Resting, body postures, microhabitat selection, ambient temperature, environmental enrichment

INTRODUÇÃO

Estratégias de termorregulação comportamental têm sido observadas em várias espécies de primatas, tanto na natureza quanto em cativeiro. O padrão mais comum refere-se à adoção de posturas conservadoras de calor, à seleção de microhábitats ao sol e à formação de aglomerados de indivíduos em períodos de baixa temperatura e à adoção de posturas dissipadoras de calor, à seleção de locais à sombra e ao aumento no distanciamento interindividual em períodos de temperatura elevada (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998). Tais estratégias podem ser particularmente importantes para reduzir gastos energéticos em espécies de primatas que utilizam alimentos relativamente pobres em energia, como os bugios, cuja dieta normalmente inclui uma grande quantidade de folhas maduras (Neville *et al.*, 1988).

Os representantes do gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 apresentam a maior distribuição geográfica dentre os primatas neotropicais, ocorrendo do México à Argentina e sul do Brasil (Crockett & Eisenberg, 1987; Neville *et al.*, 1988). Ao longo dessa extensa área de ocorrência, as espécies de bugios estão presentes em uma grande variedade de fisionomias florestais (Crockett & Eisenberg, 1987) e expostas a diferentes condições climáticas. O gradiente latitudinal, por exemplo, influencia as diferenças de fotoperíodo e temperatura entre as estações. Desta forma, espécies que ocorrem nas maiores latitudes são expostas a oscilações mais acentuadas nestas variáveis ambientais do que aquelas que habitam regiões mais próximas ao equador, estando potencialmente sujeitas a estresses térmicos consideráveis tanto em relação à

conservação quanto à dissipação de calor. Neste sentido, estudos com grupos selvagens de *Alouatta caraya* (bugio-preto - Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998) e *A. guariba clamitans* (bugio-ruivo - Bicca-Marques & Azevedo, 2004) vivendo próximos do limite sul da distribuição geográfica do gênero têm demonstrado a adoção de estratégias posturais e de seleção de microhábitats para a manutenção da temperatura corporal.

Neste trabalho é avaliada a influência da temperatura ambiente na postura corporal e na seleção de microhábitats durante o descanso por bugios-ruivos mantidos em cativeiro no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul, situado na mesma faixa latitudinal das áreas de estudo de Bicca-Marques e colaboradores no Estado do Rio Grande do Sul (Bicca-Marques & Azevedo, 2004; Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998).

MATERIAL E MÉTODOS

Três indivíduos adultos, duas fêmeas (Mãozinha e Ruivinha) e um macho (Macho), foram observados durante um total de 139 horas nos períodos de maio a agosto de 2002 e maio a julho de 2003 em um recinto com enriquecimento ambiental (10,0 x 8,0 x 5,6 m; Figura 1) no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul (29º48'S, 50º10'O), Sapucaia do Sul/RS. Em nenhum momento, os três indivíduos ocuparam o recinto concomitantemente. Macho foi inicialmente mantido na companhia de Mãozinha e, após a sua morte, passou a compartilhar o recinto com Ruivinha. A coleta de dados foi realizada através da técnica de amostragem animal-focal (e casal-focal) (Martin & Bateson, 1993) em unidades amostrais com duração de 10 minutos (com registro a cada minuto) e intervalos de cinco minutos entre unidades. Estas unidades amostrais eram obtidas por, no mínimo, quatro horas consecutivas por dia.

O comportamento dos animais foi classificado em descanso, locomoção, alimentação e outros. Durante o descanso foram registrados a postura corporal (segundo Paterson 1981, 1986: bola, sentado, deitado, relaxado e esparramado) e o local (ao sol vs. à sombra). Estas posturas diferem em relação à razão área exposta/volume corporal e, desta forma, interferem no balanço térmico dos animais ao afetarem a sua capacidade de conservar ou dissipar calor. Ao final de cada unidade amostral foi registrada a temperatura ambiente à sombra com o auxílio de um termômetro de mercúrio, a qual variou de 11 a 27ºC.

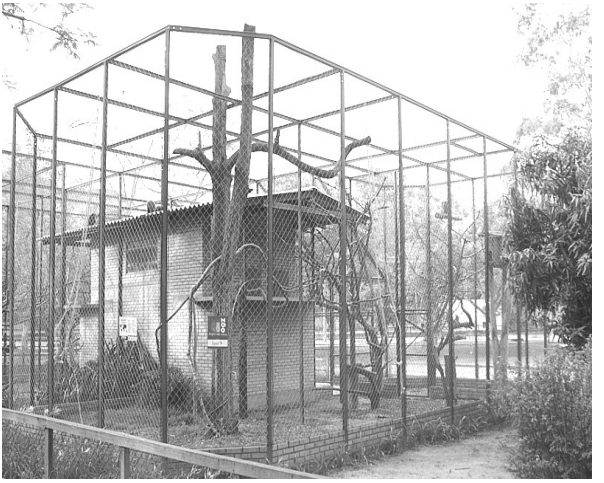


Figura 1. Recinto com enriquecimento ambiental utilizado pelos bugios-ruivos no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul.

Uma postura média baseada na freqüência de utilização de cada postura corporal de descanso foi calculada para cada intervalo de 2ºC (11-12ºC, 13-14ºC, ..., 25-26ºC, 27ºC). Para tanto, atribuiu-se um peso de 1 a 5 para as posturas corporais de acordo com o grau crescente da razão área exposta/volume corporal (bola=1, sentado=2, deitado=3, relaxado=4 e esparramado=5). Em seguida, efetuou-se uma análise de regressão tanto da postura média quanto da seleção de microhábitats em relação à temperatura ambiente.

RESULTADOS

Um total de 6788 registros de descanso foi obtido, representando 71% do orçamento de atividades dos animais. A postura de descanso mais utilizada foi bola (29,5%; n=2005 registros), seguida de sentado (28,0%; n=1899), deitado (26,0%; n=1767), relaxado (10,5%; n=710) e esparramado (6,0%; n=407). A análise de regressão mostra que a temperatura ambiente explica, de maneira significativa, uma grande proporção da variabilidade na postura corporal média (r^2=0,884, N=9,

F-ratio=53,405, p<0,001, Figura 2) e na seleção de locais para descanso (r^2=0,684, N=9, F-ratio=15,132, p=0,006). Em ambos os testes o coeficiente de regressão foi positivo, o que indica que, no caso das posturas, os animais tenderam a utilizar posturas dissipadoras de calor com o aumento da temperatura e posturas conservadoras de calor quando as temperaturas estavam mais baixas (Figura 3). No caso da seleção de microhábitats, os animais preferiram locais sombreados sob temperaturas ambientais mais elevadas (Figura 4).

DISCUSSÃO

Este trabalho corrobora a importância da termorregulação comportamental citada para *A. g. clamitans*, *A. caraya* e *A. palliata* em estudos de campo (Bicca-Marques & Azevedo, 2004; Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998; Paterson, 1981). Os bugios-ruivos do Parque Zoológico de Sapucaia do Sul aumentaram a utilização de posturas dissipadoras de calor (com maior razão área exposta/volume corporal: relaxado e esparramado) e o uso de locais de descanso à sombra à medida que a temperatura ambiente aumentou. Já em períodos de temperatura mais baixa, eles aumentaram o uso de posturas conservadoras de calor (com menor razão área exposta-volume corporal: bola e sentado), enquanto ganharam calor através da radiação solar ao selecionarem locais de descanso ao sol. Tal estratégia é importante para primatas que consomem grandes quantidades de folhas (tipo de alimento relativamente pobre em energia; Temerin *et al.*, 1984), especialmente nos períodos mais frios do ano, quando, além de uma maior demanda energética para manutenção da temperatura, pode haver também uma maior escassez de recursos mais ricos em energia (frutos, por exemplo). Em cativeiro, no entanto, a dieta dos animais se mantém equilibrada ao longo do ano. Mesmo assim, os animais deste estudo fizeram uso de estratégias de termorregulação comportamental para auxiliar na manutenção de sua temperatura corporal. Estudos futuros deverão avaliar se espécies de bugios vivendo próximas ao equador e/ou em altitudes elevadas (já que os bugios também apresentam uma distribuição altitudinal ampla) usam estratégias de termorregulação semelhantes às descritas para as espécies habitantes de regiões em maiores latitudes e mais próximas do nível do mar.

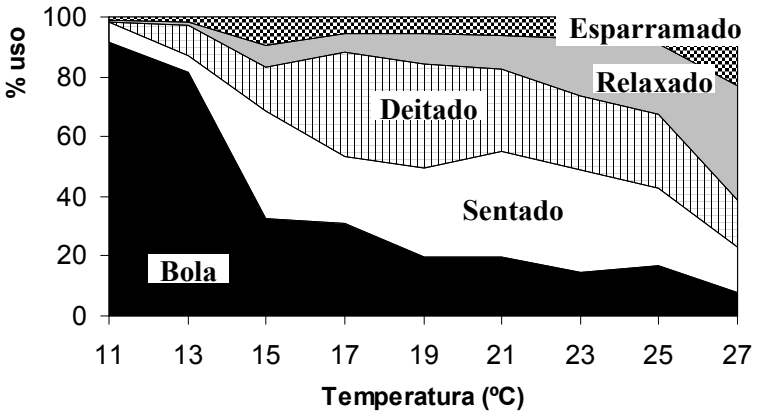


Figura 2. Postura média de descanso dos bugios-ruivos em relação à temperatura ambiente à sombra.

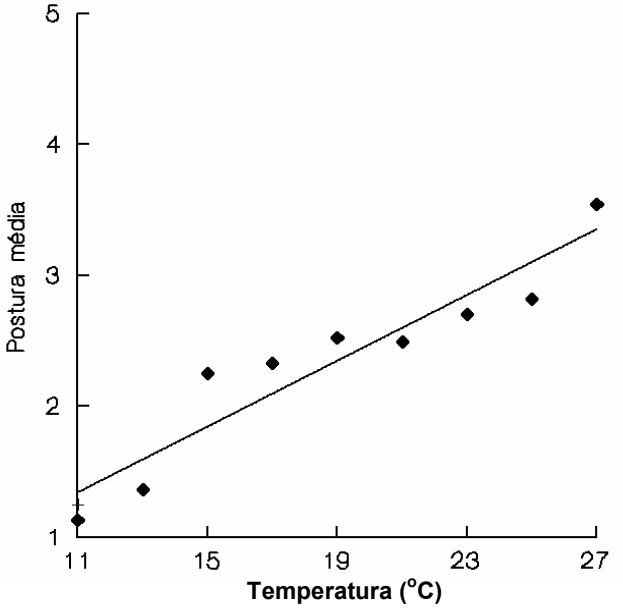


Figura 3. Porcentagem de uso das posturas de descanso pelos bugios-ruivos em relação à temperatura ambiente à sombra.

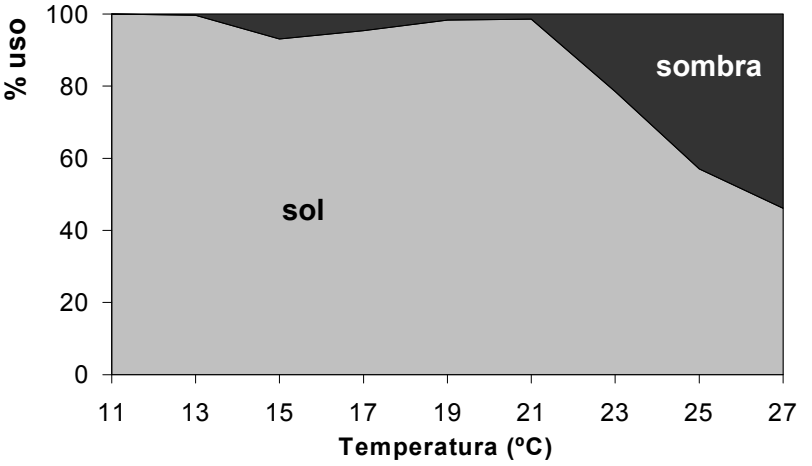


Figura 4. Porcentagem de uso de locais de descanso ao sol e à sombra pelos bugios-ruivos em relação à temperatura ambiente à sombra.

Esta pesquisa também evidencia a importância do enriquecimento ambiental do cativeiro para o bem-estar dos animais. Comparando-se os resultados do presente estudo com aqueles obtidos por Azevedo & Bicca-Marques (2003) com macacos-aranha (*Ateles chamek*) mantidos em um recinto pobre em enriquecimento no mesmo zoológico, observa-se que a ausência de substratos apropriados pode influenciar a execução de determinados aspectos do comportamento postural da espécie, como o comprometimento da utilização da postura esparramado pelos macacos-aranha durante o descanso. No recinto enriquecido utilizado pelos bugios-ruivos tal comprometimento não foi observado. Segundo Azevedo & Bicca-Marques (2003), deficiências estruturais do cativeiro podem comprometer a homeostase térmica corporal dos macacos-aranha e influenciar negativamente o seu bem-estar físico. Também se evidencia a necessidade tanto da oferta de locais expostos ao sol, particularmente nos meses mais frios, quanto de locais sombreados, escolhidos para a dissipação de calor.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Administração do Parque Zoológico de Sapucaia do Sul (Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul) pela autorização para a realização desta pesquisa, ao Setor de Zoologia (em especial, biólogos Márcia Maria de Assis Jardim e Marcelo Linck) pelo apoio e informações e a Rogério Grassetto Teixeira da Cunha por valiosas sugestões a este manuscrito. J.C. Bicca-Marques também agradece ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (Proc. nº 306090/2006-6).

BIBLIOGRAFIA

Azevedo, R.B. & Bicca-Marques, J.C. (2003) Termorregulação comportamental em macacos-aranha, *Ateles chamek* (Primates, Atelidae), em cativeiro. *Biociências* 11:159-166.

Bicca-Marques, J.C. & Azevedo, R.B. (2004) The "thermoregulation hypothesis" does not explain the evolution of sexual dichromatism in the brown howler monkey (*Alouatta guariba clamitans*). *Folia Primatologica* 75 (suppl. 1):236.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1998) Behavioral thermoregulation in a sexually and developmentally dichromatic neotropical primate, the black-and-gold howling monkey (*Alouatta caraya*). *American Journal of Physical Anthropology* 106:533-546.

Crockett, C.M. & Eisenberg, J.F. (1987) Howlers: variations in group size and demography. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham, T.T. Struhsaker, eds.). University of Chicago Press, Chicago, pp. 54-68.

Martin, P. & Bateson, P. (1993) *Measuring Behaviour: An Introductory Guide*. 2nd ed.. Cambridge University Press, Cambridge.

Neville M.K, Glander, K.E., Braza, F. & Rylands, A.B. (1988) The howler monkeys, genus *Alouatta*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, D.C., pp. 349-453.

Paterson, J.D. (1981) Postural-positional thermoregulatory behaviour and ecological factors in primates. *Canadian Review of Physical Antropology* 3:3-11.

Paterson, J.D. (1986) Shape as a factor in primate thermoregulation. In: *Current Perspectives in Primate Social Dynamics* (D.M. Taub & F.A. King, eds.). Van Nostrand, New York, pp. 228-242.

Temerin, L.A., Wheatley, B.P. & Rodman, P.S. (1984) Body size and foraging in primates. In: *Adaptations for Foraging in Nonhuman Primates* (P.S. Rodman & J.G.H. Cant, eds.). Columbia University Press, New York, pp. 217-248.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 433-444

Termorregulação comportamental em *Mandrillus sphinx* (Cercopithecidae, Primates) no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul, RS, Brasil

Daniela Fichtner Gomes & Júlio César Bicca-Marques

Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

RESUMO

O uso de estratégias comportamentais visando a conservação ou a dissipação de calor para auxiliar na manutenção da temperatura corporal tem sido objeto de estudo com diferentes espécies de primatas. Neste trabalho, analisou-se a influência da temperatura ambiente no uso de posturas corporais, na seleção de microhábitats e na distância inter-individual durante o descanso em um grupo de mandris (*Mandrillus sphinx*) no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul, RS. O grupo era composto por seis indivíduos (um macho adulto, uma fêmea adulta, dois machos juvenis e duas fêmeas infantes) e mantido em uma ilha medindo 600 m². A coleta de dados comportamentais foi realizada pela amostragem de varredura instantânea com duração de um minuto a intervalos de cinco minutos, totalizando 116 horas de observação no período de novembro de 2002 a novembro de 2003. O comportamento

* Endereço para correspondência: Daniela Fichtner Gomes, Laboratório de Primatologia, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Avenida Ipiranga, 6681 Prédio 12A, Porto Alegre, RS 90619-900, Brasil, Fone: + 55-51-33203545 r. 4742, Fax: + 55-51-33203612, Email: danielafgomes@gmail.com

dos animais foi classificado em descanso, locomoção, alimentação e outros. Durante o descanso foram coletados dados referentes à postura corporal (curvado, fechado, intermediário e aberto), ao local de descanso (ao sol vs à sombra) e à distância do vizinho mais próximo (em contato, $0<x\leq1$ m, $x>1$ m). Ao final de cada unidade amostral era registrada a temperatura ambiente à sombra, a qual variou entre 8 e 33°C. Foram obtidos 4157 registros de comportamento, dos quais 1522 (36,6%) foram de descanso. A postura mais utilizada durante o descanso foi fechado (70,7%). Ao contrário do esperado, a temperatura ambiente não influenciou o uso das posturas corporais ($r^2=0,095$, N=13; F-ratio=1,158, NS) e a distância interindividual (contato: $r^2=0,181$, N=13, F-ratio= 2,427, NS; $0<x\leq1$ m: $r^2=0,003$, N=13, F-ratio=0,033, NS; $x>1$ m: $r^2<0,001$, N=13, F-ratio=0,002, NS). Os mandris, no entanto, adotaram uma estratégia de termorregulação comportamental através da seleção de microhábitats, mostrando uma preferência por locais ao sol sob condições de baixa temperatura e locais à sombra em períodos de calor ($r^2=0,686$, N=13; F-ratio=24,015, $p<0,001$).

Palavras-chave: Descanso, postura corporal, seleção de microhábitat, distância interindividual, temperatura ambiente

ABSTRACT

The adoption of behavioral strategies to conserve or dissipate heat as a means of keeping body temperature within acceptable limits has been studied in different primate species. In this study we test whether ambient temperature influences postural behavior, microhabitat selection and interindividual distance during resting in a group of mandrills (*Mandrillus sphinx*) kept in captivity in a 600 m^2 island at the Sapucaia do Sul Zoological Park, Sapucaia do Sul, State of Rio Grande do Sul, Brazil. The study group was composed of six individuals (one adult male, one adult female, two juvenile males and two infant females). Data were collected during one minute every five minutes by the instantaneous scan sampling method for a total of 116 hours from November 2002 to November 2003. Mandrill behavior was classified into resting, moving, feeding and other. Data on resting behavior included body posture (hunch, closed, intermediate and open), microhabitat (sunny vs shady) and nearest-neighbor distance (body contact, $0<x\leq1$ m, $x>1$ m). After each one-minute sampling unit we

recorded the ambient temperature in the shade, which ranged from 8 to 33°C. A total of 4157 behavioral records were obtained. Resting accounted for 1522 (36.6%) records. Closed was the most frequent resting posture (70.7%). Contrary to expected, ambient temperature did not affect the frequency of use of resting postures (r^2=0.095, N=13; F-ratio=1.158, NS) and the interindividual distance (body contact: r^2=0.181, N=13, F-ratio=2.427, NS; $0<x\leq1$ m: r^2=0.003, N=13, F-ratio= 0.033, NS; $x>1$ m: $r^2<0.001$, N=13, F-ratio=0.002, NS). The selection of resting microhabitats, however, was compatible with a behavioral thermoregulation strategy. Mandrills preferred sunny places under low ambient temperatures and shady places under higher temperatures (r^2=0.686, N=13; F-ratio=24.015, $p<0.001$).

Key words: Resting, body posture, interindividual distance, microhabitat selection, ambient temperature

INTRODUÇÃO

A termorregulação comportamental é um mecanismo pelo qual os animais podem manipular e controlar a direção e o padrão de transferência de calor entre o seu corpo e o ambiente através de alterações posturais e posicionais (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998). A modificação da superfície corporal em contato com o ambiente, por exemplo, é uma importante estratégia de termorregulação comportamental. Dessa forma, a utilização de diferentes posturas corporais e a seleção de microhábitats permitem que um indivíduo modifique o balanço energético de seu corpo como uma resposta temporária às modificações no clima a fim de auxiliar na manutenção de seu equilíbrio térmico (Azevedo & Bicca-Marques, 2003).

O uso de estratégias comportamentais visando a conservação ou a dissipação de calor tem sido objeto de estudo em diferentes espécies de primatas (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998; Dasilva, 1993; Jacobson & Nash, 1995; Kälin *et al*., 2003; Muhle & Bicca-Marques, 2007; Paterson, 1981, 1986, 1994; Pochron, 1999; Stelzner & Hausfater, 1986). Geralmente, os primatas aumentam a conservação de calor em períodos com temperatura ambiente mais baixa através da adoção de posturas corporais que resultam numa menor razão área/volume corporal,

formação de aglomerados de indivíduos, seleção de locais de descanso ao sol e exposição da região ventral do corpo aos raios solares. Por outro lado, eles facilitam a perda de calor em períodos quentes através da adoção de posturas corporais que resultam numa maior área corporal em contato com o ambiente, aumento do espaçamento interindividual e seleção de locais de descanso à sombra (Azevedo & Bicca-Marques, 2003; Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998; Dasilva, 1993; Jacobson & Nash, 1995; Kälin *et al*., 2003; Paterson, 1981, 1994; Rowe & Perry, 1999).

O mandril (*Mandrillus sphinx*) é uma espécie de primata do Velho Mundo pertencente à família Cercopithecidae que vive principalmente em florestas tropicais, apresenta hábito diurno e uma dieta principalmente frugívora (Rowe, 1996). Poucos estudos foram realizados em seu hábitat natural devido à dificuldade de observação. Em cativeiro também há poucos estudos e não há pesquisa referente ao uso de estratégias comportamentais de termorregulação por esta espécie.

Este trabalho visa determinar se mandris mantidos em cativeiro utilizam estratégias comportamentais para auxiliar na regulação da temperatura corporal sob diferentes condições de temperatura ambiente. Com base no referencial teórico descrito acima, as seguintes predições são testadas:

1. O uso de posturas corporais que priorizam a conservação de calor aumenta à medida que a temperatura ambiente diminui, enquanto o uso de posturas corporais que facilitam a dissipação de calor aumenta à medida que a temperatura aumenta;
2. Locais à sombra são selecionados para o descanso durante períodos de calor, enquanto áreas ensolaradas são preferidas sob condições de baixa temperatura;
3. A distância interindividual durante o descanso está diretamente relacionada à temperatura ambiente.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul (29°48'S, 50°10'O), RS, Brasil, no período de novembro de 2002 a novembro de 2003. O grupo de estudo era composto por seis indivíduos: um macho adulto (Tobino), uma fêmea adulta (Sabrina), dois machos juvenis (Rafik e Iurgy) e duas fêmeas infantes (Tepeca e outro indivíduo sem nome). Os mandris viviam em uma "ilha" com 600 m², circundada

em sua maioria, por um lago artificial. Em uma de suas extremidades, a ilha possui um abrigo de alvenaria com 53 m² onde os animais passavam a noite. Além do abrigo de alvenaria, o recinto era enriquecido com um abrigo aberto (choupana de madeira), duas árvores mortas, um tronco disposto transversalmente e dois refúgios de pedra com capacidade máxima para dois indivíduos simultaneamente. No decorrer do estudo, o abrigo aberto e as duas árvores mortas foram retirados do recinto, o qual foi posteriormente enriquecido com três árvores mortas de maior dimensão, contendo mais galhos.

A coleta de dados comportamentais foi realizada pela amostragem de varredura instantânea (Altmann, 1974). Unidades amostrais de varredura com duração de um minuto foram realizadas a intervalos de cinco minutos, totalizando 1420 unidades amostrais durante 116 horas de coleta de dados distribuídas ao longo de todas as estações do ano.

O comportamento dos animais foi classificado em descanso, locomoção, alimentação, social e outros (beber água, autocatação e brincadeira solitária). Durante o descanso, as posturas corporais adotadas foram classificadas em quatro categorias conforme descrito por Stelzner & Hausfater (1986) para babuínos-amarelos: (a) curvado (membros unidos, coluna curvada e queixo descansando no ventre), (b) fechado (membros unidos, coluna e pescoço não curvados), (c) intermediário (descanso quadrúpede ou bípede, membros anteriores flexionados e dorso inclinado) e (d) aberto (membros esticados, ventre exposto). Estas posturas consideram um gradiente de razão área/volume corporal, o qual afeta a capacidade de conservação/ dissipação de calor do animal. Segundo Stelzner & Hausfater (1986), as posturas curvado e fechado são utilizadas sob baixas temperaturas, pois minimizam a exposição do tronco e dos membros ao ambiente, diminuindo a perda de calor, enquanto a postura aberto maximiza a exposição dos membros, tronco e ventre, sendo particularmente importante para a perda de calor, pois aumenta a área de troca de calor com o ambiente.

Também foram coletados dados referentes ao local de descanso (ao sol vs. à sombra) e à distância do vizinho mais próximo (em contato, $0<x\leq1$ m, $x>1$ m). Ao final de cada unidade amostral de varredura foi registrada a temperatura ambiente à sombra utilizando-se um termômetro de mercúrio comum. Esta temperatura variou de 8 a 33°C. Quanto à seleção de microhábitats, os locais à sombra que poderiam ser utilizados pelos animais eram os dois refúgios de pedra, o tronco disposto transversalmente, as árvores, as paredes laterais do abrigo de alvenaria e o abrigo aberto (o qual foi retirado durante a coleta de dados). Para a

análise da distância até o indivíduo mais próximo, desconsiderou-se a presença do filhote naqueles registros em que ele encontrava-se agarrado ao ventre ou ao dorso da mãe.

A influência da temperatura ambiente no uso das posturas corporais de descanso, na seleção de microhábitats e na distância interindividual foi analisada pela técnica de regressão. Para a análise da influência da temperatura ambiente no uso das posturas corporais foi calculada uma postura média baseada na freqüência de utilização de cada postura a cada 2°C (8-9°C, ..., 32-33°C) conforme realizado por Bicca-Marques & Calegaro-Marques (1998). Para tal, foi atribuído um peso para cada postura (curvado=1, fechado=2, intermediário=3, aberto=4).

RESULTADOS

Foram obtidos 4157 registros de comportamento durante o período de um ano, dos quais 1522 (36,6%) foram de descanso, 1130 (27,2%) de locomoção, 916 (22,0%) de alimentação e 589 (14,2%) de outros comportamentos. Este orçamento de atividades não inclui os registros nos quais os animais estavam utilizando o abrigo de alvenaria (n=781) e os refúgios de pedra (n=2198) devido à impossibilidade de identificação do comportamento dos mandris em seu interior. Além disso, devido ao fato do abrigo de alvenaria permanecer fechado durante parte do dia, este ambiente também não foi considerado nas demais análises. Os registros de utilização dos refúgios de pedra, no entanto, foram incluídos na análise da seleção de microhábitats.

A postura mais utilizada durante o descanso foi fechado (71%), seguida por intermediário (25%) e curvado (4%). A postura aberto não foi observada durante este estudo. A freqüência de uso das posturas de descanso não foi explicada pela temperatura ambiente (postura média: r^2=0,095, N=13; F-ratio=1,158, NS; Figuras 1 e 2). Portanto, a predição 1 é rejeitada.

No entanto, os mandris alteraram sua seleção de microhábitats em resposta às variações na temperatura ambiente. Os locais ao sol foram mais utilizados sob condições de baixa temperatura, enquanto os locais à sombra foram mais utilizados para o descanso durante períodos de calor (r^2=0,686, N=13; F-ratio=24,015, $p<0,001$; Figura 3). A predição 2 é confirmada.

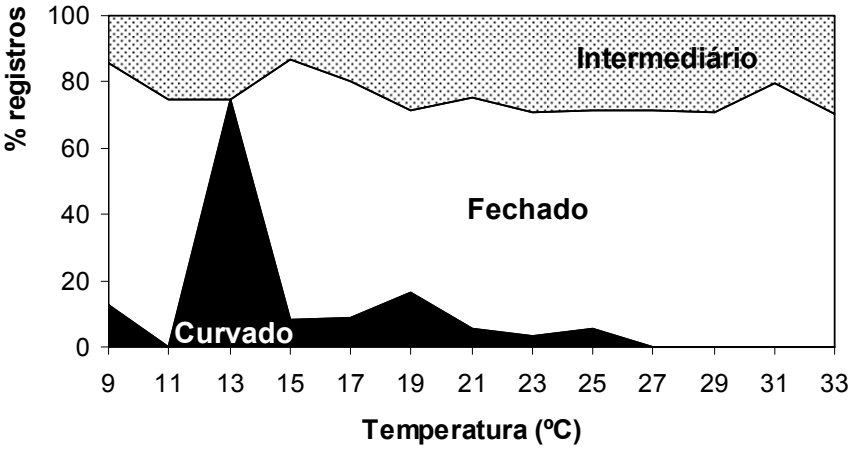


Figura 1. Padrão de utilização das posturas corporais de descanso pelos mandris do Parque Zoológico de Sapucaia do Sul em relação à temperatura ambiente à sombra.

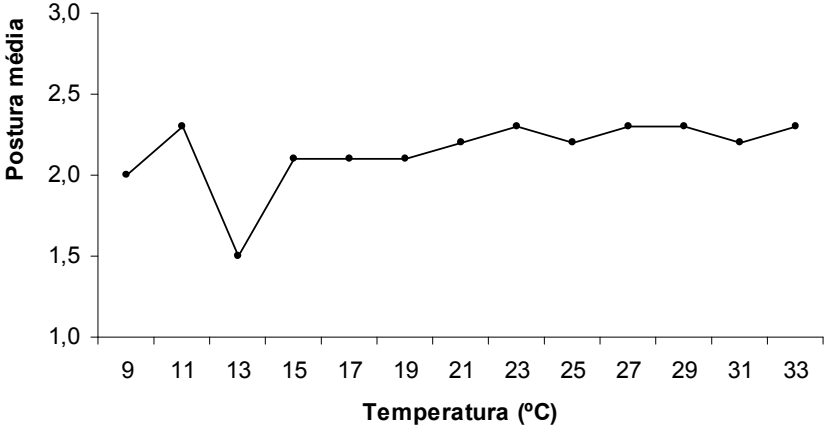


Figura 2. Postura média de descanso dos mandris em relação à temperatura ambiente à sombra.

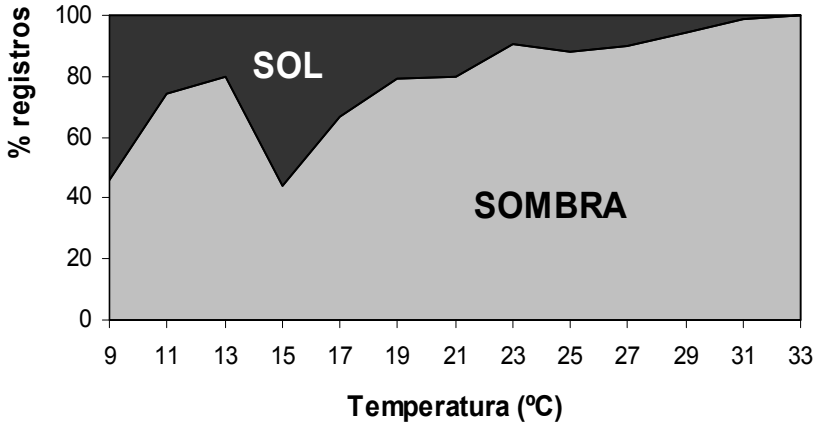


Figura 3. Seleção de microhábitats para o descanso pelos mandris em relação à temperatura ambiente à sombra.

A variação na distância do indivíduo mais próximo durante o descanso, por sua vez, também não foi explicada pela variação na temperatura ambiente (contato: r^2=0,181, N=13, F-ratio=2,427, NS; 0<x≤1 m: r^2=0,003, N=13, F-ratio=0,033, NS; x>1 m: r^2<0,001, N=13, F-ratio=0,002, NS; Figura 4). A predição 3 é rejeitada.

DISCUSSÃO

Ao contrário do observado em muitas espécies de primatas, que alteram o uso de posturas corporais como uma estratégia de termorregulação comportamental (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998; Dasilva, 1993; Kälin *et al*., 2003; Muhle & Bicca-Marques, 2007; Paterson, 1980, 1981, 1986, 1994; Stelzner & Hausfater, 1986), a freqüência de uso das posturas corporais de descanso pelos mandris do Parque Zoológico de Sapucaia do Sul não foi influenciada pela temperatura ambiente.

Esta diferença observada entre os resultados obtidos no presente estudo quanto ao uso das posturas corporais e os resultados de estudos com outras espécies pode ser são explicada pelo fato de que vários

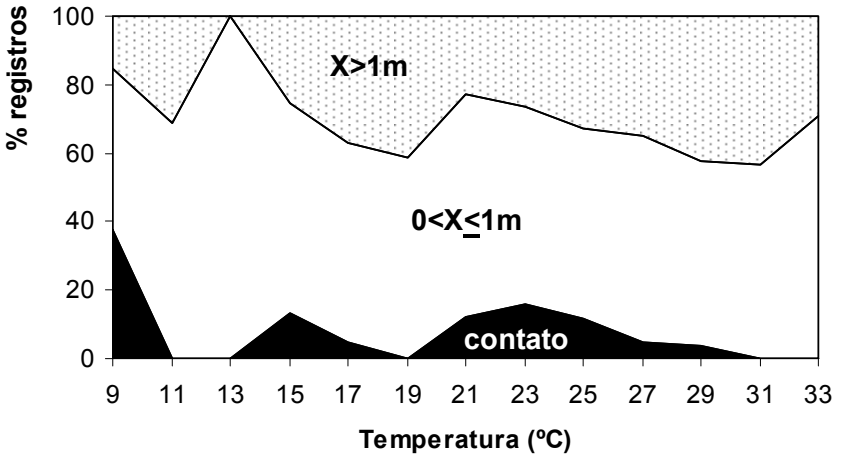


Figura 4. Distância do indivíduo mais próximo mantida pelos mandris durante o descanso em relação à temperatura ambiente à sombra.

fatores ambientais (temperatura do ar, radiação solar e direção e velocidade do vento) influenciam os processos de transferência de calor entre o corpo do animal e o meio e, desta forma, interferem no seu comportamento (Hill *et al*., 2004; Stelzner & Hausfater, 1986). Apesar de muitas espécies adotarem alterações na postura corporal juntamente com uma seleção de microhábitats como estratégia de termorregulação, a possibilidade de os mandris minimizarem o estresse térmico através da seleção de locais à sombra pode ter sido o fator responsável pela falta de variação na utilização das diferentes posturas em resposta às variações na temperatura ambiente. O oposto parece ter sido observado em babuínos-amarelos na natureza. Segundo Stelzner & Hausfater (1986), os babuínos alteraram suas posturas corporais em resposta às mudanças na temperatura ambiente devido à impossibilidade de minimizar o estresse térmico através da seleção de um microhábitat mais favorável devido à permanência em um ambiente homogêneo e carente de locais à sombra.

Portanto, a estratégia de termorregulação adotada pelos mandris foi a seleção de microhábitats. Em períodos com temperatura mais baixa os animais mostraram uma preferência por locais de descanso ao sol, enquanto os locais à sombra foram preferidos sob condições de alta

temperatura. Estes resultados corroboram o descrito para diversas espécies de primatas, onde a variação da temperatura ambiente explicou grande parte da variação na seleção de locais à sombra e ao sol pelos animais (Azevedo & Bicca-Marques, 2003 - *Ateles chamek*; Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998 - *Alouatta caraya*; veja Hill *et al*., 2004; Jacobson & Nash, 1995 - *Lemur catta*; Paterson, 1994 - *Macaca fuscata*; Pochron, 1999 - *Papio cynocephalus cynocephalus*; Rowe & Perry, 1999 - *Gorilla gorilla gorilla*). Segundo Génin *et al*. (2003), a seleção de locais ao sol para o descanso em períodos frios pode reduzir a necessidade de produção interna de calor para manter a temperatura corpórea constantemente alta.

Além disso, os mandris apresentam grandes massas corpóreas (peso médio=31,6 kg nos machos e 12,9 kg nas fêmeas; Smith & Jungers, 1997), característica que aumenta sua capacidade fisiológica de conservar calor sob temperaturas baixas (Génin *et al*., 2003). Desta forma, os mandris possuem um corpo maior e mais compacto que a maioria das espécies citadas nos trabalhos acima sobre a alteração no uso das posturas corporais, o que diminui a razão área/volume corporal, resultando em uma menor troca de calor com o ambiente. Como a razão área/volume corporal é que determina a proporção de perda ou ganho de calor para o ambiente, era esperado que sob altas temperaturas, os animais utilizassem posturas corporais que maximizassem a perda de calor para o ambiente. No entanto, isso não foi observado. Estudos sobre o comportamento postural de espécies com tamanho corporal semelhante ao dos mandris são necessários para se entender melhor a influência da massa corpórea na termorregulação comportamental dos primatas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Administração do Parque Zoológico de Sapucaia do Sul (Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul) pela permissão para a realização desta pesquisa. JCBM também agradece ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (Proc. nº 306090/2006-6).

BIBLIOGRAFIA

Altmann, J. (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227-267.

Azevedo, R.B. & Bicca-Marques, J.C. (2003) Termorregulação comportamental em macacos-aranha, *Ateles chamek* (Primates, Atelidae), em cativeiro. *Biociências* 11:159-166.

Bicca-Marques, J.C. & Calegaro-Marques, C. (1998) Behavioral thermoregulation in a sexually and developmentally dichromatic neotropical primate, the black-and-gold howling monkey (*Alouatta caraya*). *American Journal of Physical Anthropology* 106:533-546.

Dasilva, G.L. (1993) Postural changes and behavioural thermoregulation in *Colobus polykomus*: the effect of climate and diet. *African Journal of Ecology* 31:226-241.

Génin, F., Nibbelink, M., Galand, M., Perret, M. & Ambid, L. (2003) Brown fat and nonshivering thermogenesis in the gray mouse lemur (*Microcebus murinus*). *American Journal of Physiology: Regulatory Integrative and Comparative Physiology* 284:811-818.

Hill, R.A., Weingrill, T., Barrett, L. & Henzi, S.P. (2004) Indices of environmental temperatures for primates in open habitats. *Primates* 45:7-13.

Jacobson, A.S. & Nash, L.T. (1995) Behavioral thermoregulation in a captive population of ring-tailed lemurs (*Lemur catta*). *American Journal of Primatology* 36:130.

Kälin, N., Martin, R.D. & Genoud, M. (2003) Basal rate of metabolism and temperature regulation in Goeldi's monkey (*Callimico goeldii*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* 135:279-290.

Muhle, C.B. & Bicca-Marques, J.C. (2007) Comportamento de termorregulação em bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 - Primates, Atelidae) no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul, RS. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 10* (J.C. Bicca-Marques, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Porto Alegre, pp. 423-432.

Paterson, J.D. (1980) A preliminary study of the relationships between ambient environment and positional thermoregulatory behavior in *Alouatta palliata*. *Anthropologia Contemporanea* 3:254.

Paterson, J.D. (1981) Postural-positional thermoregulatory behaviour and ecological factors in primates. *Canadian Review of Physical Anthropology* 3:3-11.

Paterson, J.D. (1986) Shape as a factor in primate thermoregulation. In: *Current Perspectives in Primate Social Dynamics* (D.M. Taub & F.A. King, eds.). Van Nostrand, New York, pp. 228-242.

Paterson, J.D. (1994) Behavioral thermoregulation and structural adaptation in the Arashiyama "A" troop. In: *Current Primatology,*

vol. 3: Behavioural Neuroscience, Physiology and Reproduction, (J.R. Anderson, J.J. Roeder, B. Thierry & N. Herrenschmidt, eds.). Universite Louis Pasteur, Strasbourg, pp. 227-236.

Pochron, S.T. (1999) Sun avoidance in the yellow baboons (*Papio cynocephalus cynocephalus*) of Ruaha National Park, Tanzania: variations with season, behavior and weather. *American Journal of Primatology* 49:87-88.

Rowe, J. & Perry, J. (1999) Effect of temperature on sun avoidance behaviors of *Gorilla gorilla gorilla* at the Rio Grande Zoo. *American Journal of Primatology* 49:95-96.

Rowe, N. (1996) *The Pictorial Guide to the Living Primates*. Pogonias Press, New York.

Smith, R.J. & Jungers, W.L. (1997) Body mass in comparative primatology. *Journal of Human Evolution* 32:523-559.

Stelzner, J.K. & Hausfater, G. (1986) Posture, microclimate and thermoregulation in yellow baboons. *Primates* 27:449-463.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 445-462

Comportamento social em dois grupos de *Cebus apella* em cativeiro

Helissandra Mattjie Prates[1],
Daniel Bulgarelli Montano[2] & Júlio César Bicca-Marques[1]

[1] Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul
[2] Universidade Federal do Rio Grande do Sul

RESUMO

Os macacos-pregos (*Cebus apella*) vivem em grupos compostos por muitos machos e muitas fêmeas, cuja hierarquia é determinada por um conjunto de interações agonísticas e afiliativas. Neste trabalho o comportamento social de um grupo de macacos-pregos contendo machos adultos castrados após atingirem a maturidade sexual (grupo Sapucaia) é comparado com o comportamento de um grupo composto por machos não castrados (grupo Farroupilha). O grupo Sapucaia, composto por nove indivíduos (três machos adultos castrados, quatro fêmeas adultas, um macho jovem e uma fêmea jovem), foi observado durante 200 h entre agosto de 2002 e junho de 2003 no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul, RS. O grupo Farroupilha, composto por 10 indivíduos (cinco machos adultos, duas fêmeas adultas, dois machos jovens e um macho

* Endereço para correspondência: Helissandra Mattjie Prates, Laboratório de Primatologia, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Avenida Ipiranga, 6681 Prédio 12A, Porto Alegre, RS 90619-900, Brasil, Fone: +55-51-33203545 r. 4742, Fax: 33203612, Email: helismattjie@gmail.com

infante), foi observado durante 250 h entre outubro de 2002 e outubro de 2003 no Parque Farroupilha, RS. O comportamento social (catação, brincadeira e agressão) dos animais foi registrado pelo método de "todas as ocorrências". O grupo Farroupilha apresentou uma taxa horária de comportamento social (11,0 eventos/h) mais de duas vezes superior ao grupo Sapucaia (5,4 eventos/h). O grupo Farroupilha envolveu-se, proporcionalmente, em mais agressão (20% *vs.* 8%; Z=9,355, p<0,0001) e brincadeira (39% *vs.* 18%; Z=12,587, p<0,0001) e menos catação (41% *vs.* 75%; Z=-18,781, p<0,0001) que o grupo Sapucaia. Em ambos os grupos, o maior executor de catação foi uma fêmea adulta e o maior receptor em sessões de catação, um macho adulto. As brincadeiras envolveram principalmente indivíduos imaturos. A hierarquia social de ambos os grupos apresenta uma baixa linearidade. O principal agressor no grupo Farroupilha foi uma fêmea adulta e o mais agredido foi um macho adulto. No grupo Sapucaia, o oposto foi observado, um macho adulto foi o principal agressor e uma fêmea adulta, a mais agredida. Embora a taxa horária de comportamentos agonísticos tenha sido muito superior no grupo com machos intactos (2,2 eventos/h no grupo Farroupilha *vs.* 0,4 eventos/h no grupo Sapucaia), não foram observadas diferenças significativas na taxa de agressividade de machos castrados e não castrados. Contudo, devido ao pequeno tamanho das amostras, os dados disponíveis não permitem avaliar com confiança a influência da castração no comportamento social, em particular na agressividade, dos machos. Outros fatores, tais como a composição sexo-etária dos grupos, a ocorrência de disputas sexuais, o manejo dos animais e o ambiente do cativeiro podem desempenhar importantes papéis na determinação da freqüência e distribuição dos comportamentos sociais nos grupos de estudo.

Palavras-chave: Castração, agressão, catação, brincadeira, macaco-prego

ABSTRACT

Brown capuchin monkeys (*Cebus apella*) live in multi-male multi-female social groups, whose hierarchy is determined by a complex of agonistic and affiliative interactions. In this study we compare the social behavior of a group of captive capuchin monkeys containing adult males castrated after reaching adulthood (Sapucaia group) with the social

behavior of a group containing non-castrated adult males (Farroupilha group). Sapucaia group was composed of nine individuals (three castrated adult males, four adult females, one juvenile male and one juvenile female). It was observed for 200 h from August 2002 to June 2003 at the Sapucaia do Sul Zoological Park, Sapucaia do Sul, State of Rio Grande do Sul, Brazil. Farroupilha group was composed of 10 individuals (five adult males, two adult females, two juvenile males and one infant male). This group was observed for 250 h between October 2002 and October 2003 at the Farroupilha Park, Porto Alegre, State of Rio Grande do Sul. Social behaviors (grooming, play and aggression) were recorded by the "all occurrences" sampling method. The rate of social behavior in the Farroupilha group was more than two times greater than in the Sapucaia group (11.0 *vs.* 5.4 events/h). The Farroupilha group was involved in proportionally more agonistic interactions (20% *vs.* 8%; $Z=9.355$, $p<0.0001$) and play (39% *vs.* 18%; $Z=12.587$, $p<0.0001$) and less grooming (41% *vs.* 75%; $Z=-18.781$, $p<0.0001$) than the Sapucaia group. In both groups the main groomer was an adult female and the main groomee, an adult male. Immature individuals were the major players. The social hierarchy of both groups presented a low linearity. The main aggressor in Farroupilha group was an adult female, whereas the main receptor of aggression was an adult male. In Sapucaia group, the opposite was observed: an adult male was the major aggressor and an adult female the main target of agonism. Although the rate of agonistic interactions was much greater in the group with intact adult males (2.2 events/h in Farroupilha group *vs.* 0.4 events/h in Sapucaia group), there was no statistically significant difference in the rate of aggression between castrated and non-castrated males. Because of the small sample sizes used in this study, however, the available data do not allow to evaluate the influence of castration on male social behavior, particularly the aggressiveness. Other factors, such as the groups' age-sex composition, the occurrence of intrasexual mating competition, the animal management and the captive environment may play important roles in determining the frequency and distribution of social behavior in the study groups.

Key words: Castration, aggression, grooming, play, capuchin monkey

INTRODUÇÃO

Os macacos-pregos (*Cebus apella*[*]) são primatas que vivem em grupos compostos por vários indivíduos adultos e imaturos de ambos os sexos, os quais são normalmente dominados por um macho adulto seguido por uma fêmea adulta (Robinson & Janson, 1987). A idade e o sexo desempenham um importante papel na determinação da posição hierárquica dos indivíduos (Freese & Oppenheimer, 1981) e a maioria dos conflitos dentro de um grupo social parece estar relacionada à disputa por dominância (Fragaszy *et al*., 2004).

Segundo Strier *et al*. (1999), o comportamento social dos primatas pode ser influenciado pelos níveis de testosterona, os quais apresentam forte correlação com a agressividade dos dominantes (Bercovitch & Clarke, 1995; Steklis *et al*., 1985) e a posição hierárquica dos indivíduos (Eberhart *et al*., 1980; Muller & Wrangham, 2004). Algumas pesquisas, entretanto, mostram que esta influência pode não ser universal. Em grupos cativos de *Pan troglodytes* (Klinkova *et al*., 2004), *Cercopithecus aethiops sabaeus* (Steklis *et al*., 1985) e *Macaca fuscata* (Barrett *et al*. 2002) não foi observada relação entre a concentração de testosterona e a posição hierárquica dos machos.

A influência da testosterona no comportamento social dos animais tem sido manipulada em cativeiro através da remoção dos testículos (castração) visando a redução da agressividade masculina (Simpson, 2001) ou o controle populacional. A eficiência da castração na diminuição da agressividade, no entanto, pode depender da idade do indivíduo (Dixson, 1993). Em *Callithrix jacchus*, por exemplo, foi observado um maior nível de agressividade entre machos castrados na puberdade e na vida adulta do que entre aqueles castrados no período neonatal (Dixson, 1993). Resultado semelhante foi observado em *Saguinus fuscicollis*, cujos machos castrados quando adultos e adultos-controle não castrados apresentaram níveis similares de comportamento agressivo (Epple, 1978). Segundo Lynch *et al*. (2002), os níveis de testosterona ou cortisol de machos castrados e não castrados de *Cebus*

[*] Na revisão taxonômica de Rylands *et al.* (2000), *Cebus apella* é dividido em três diferentes espécies: *C. apella*, *C. libidinosus* e *C. nigritus*. Neste trabalho é adotada a taxonomia antiga devido à impossibilidade de classificar com segurança os indivíduos conforme a proposta de Rylands *et al.* (2000). Os principais problemas são a carência de informações acerca da procedência dos animais e à possibilidade de hibridização em cativeiro.

nigritus não mostraram uma correlação significativa com a freqüência de agressão direcionada por machos adultos a outros machos adultos ou subadultos. Segundo esses autores, os níveis de testosterona e cortisol em macacos-pregos machos não castrados de vida livre parecem ter uma maior influência nas suas atividades sexuais do que em sua agressividade.

Na sociedade dos primatas, o comportamento de catação também tem um papel fundamental na manutenção dos laços sociais (Fragaszy *et al*., 2004), além de sua função higiênica de remoção de ectoparasitos e detritos (Chalmers, 1979; Dunbar, 1991; Parr *et al*., 1997). Em muitas espécies, a distribuição e o direcionamento das sessões de catação social refletem a posição hierárquica dos membros de um grupo. Em grupos de *Cebus* spp., as fêmeas adultas são as principais executoras de catação, tendo como receptores mais freqüentes outras fêmeas, especialmente mães com filhotes dependentes, seguidas por machos (Fragaszy *et al*., 2004; Freese & Oppenheimer, 1981). Embora os indivíduos dominantes sejam os receptores mais freqüentes de catação (Fragaszy *et al*., 2004; Freese & Oppenheimer, 1981), Parr *et al.* (1997) citam que a fêmea alfa de *C. apella* cata outros membros do grupo com uma freqüência maior do que é catada por eles.

A brincadeira é outro comportamento que desempenha um importante papel na vida social dos primatas. Segundo Fragaszy *et al*. (2004), este comportamento é realizado por todos os membros de um grupo de macacos-pregos, especialmente os jovens, sendo sua freqüência maior durante o descanso dos adultos. As brincadeiras dos macacos-pregos envolvem expressões faciais, perseguições, mordidas, puxões e vocalizações.

Neste trabalho, compara-se o comportamento social de dois grupos cativos de *C. apella*, um contendo machos adultos castrados após atingirem a maturidade sexual e outro contendo machos não castrados. Especificamente, são analisadas a freqüência e/ou duração e a distribuição dos comportamentos sociais de agressão, catação e brincadeira. Tal comparação permite avaliar a influência da castração dos machos na vida social do grupo. Se a castração de machos adultos de *C. apella* tiver influência na sua agressividade, espera-se que a freqüência de comportamentos agonísticos seja maior no grupo contendo machos intactos. Por outro lado, se a castração na vida adulta tiver uma maior influência na vida sexual dos indivíduos do que em sua agressividade, conforme proposto por Lynch *et al.* (2002), espera-se encontrar uma freqüência de comportamentos agonísticos, assim como um envolvi-

mento dos machos adultos nestas interações, semelhante em ambos os grupos.

MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado com dois grupos de *C. apella* mantidos em cativeiro. Um grupo era mantido no Parque Zoológico de Sapucaia do Sul (grupo Sapucaia) em Sapucaia do Sul, RS, e o outro no Minizoo Palmira Gobbi do Parque Farroupilha (grupo Farroupilha) em Porto Alegre, RS. Em nenhum momento das observações os animais foram manipulados pelos pesquisadores.

Os animais dos grupos de estudo eram identificados com base em características morfológicas, tais como a cor da pelagem, a presença de marcas faciais e a forma do capuz. O grupo Sapucaia era composto por nove indivíduos: três machos adultos (Cássio, Geraldo e Horácio), quatro fêmeas adultas (Bruna, Dina, Elisa e Flor), um macho jovem (Dininho, filho de Dina) e uma fêmea jovem (Florzinha, filha de Flor). Segundo os técnicos do zoológico, todos os indivíduos do grupo nasceram no cativeiro em Sapucaia. Todos os machos adultos foram castrados pelos veterinários do zoológico após atingirem a maturidade sexual como método de controle populacional. A castração de Geraldo e Horácio ocorreu antes do período de realização desta pesquisa, enquanto a castração de Cássio foi realizada em novembro de 2002 (no início da coleta de dados deste estudo). Este grupo era mantido em um recinto telado (7,0 m de comprimento x 8,7 m de largura x 2,9 m de altura) com piso de cimento e contendo um abrigo de tijolos, dois refúgios feitos com cano de concreto e um bebedouro de concreto. O recinto também era enriquecido com poleiros e uma roda giratória de madeira. Os animais eram alimentados duas vezes ao dia com frutos, legumes e polenta. Esse grupo foi observado durante 200 h entre agosto de 2002 e junho de 2003. A maioria das observações foi realizada no período da manhã. Em média, os animais foram observados durante 3 h/dia (variação=1-7 h/dia, N=62 dias).

O grupo Farroupilha era composto por dez indivíduos: cinco machos adultos (Roger, Chico, Barba, Tibúrcio e Assis), duas fêmeas adultas (Amélia e Fabi), dois machos jovens (Dali e Guri) e um macho infante (Fiba, filho de Fabi). A procedência da maioria dos animais é desconhecida. Os machos Barba e Tibúrcio foram apreendidos pelo órgão ambiental e doados ao Minizôo. Assim, é possível que eles tenham

nascido na natureza. Nenhum macho deste grupo era castrado. O grupo era mantido em um recinto telado com forma hexagonal com 5,5 m de lado x 3,5 m de altura. Esse recinto possuía piso de cimento, um bebedouro de concreto e um abrigo de madeira dividido em refúgios, além de poleiros e balanços. A alimentação deste grupo era constituída de frutos e legumes fornecidos apenas uma vez ao dia no período da manhã. O grupo Farroupilha foi observado durante 250 h entre os meses de outubro de 2002 e outubro de 2003, sendo a maioria das observações realizadas no período da manhã. Os macacos deste grupo também foram observados, em média, por 3 h/dia (variação=1-6 h/dia, N=83 dias).

O comportamento social dos grupos de estudo foi registrado pelo método de "todas as ocorrências" (Altmann, 1974), anotando-se a identidade dos animais envolvidos na interação, o tipo de comportamento e, se possível, a sua duração (em segundos). Nesse trabalho são analisados os comportamentos de agressão, catação e brincadeira. Considerou-se catação (alocatação) quando um indivíduo inspecionava alguma região do corpo de outro (cabeça, costas, barriga e cauda) a fim de retirar ectoparasitos ou detritos. A brincadeira envolvia corridas, puxões e mordidas entre dois ou mais indivíduos. Os comportamentos agonísticos foram caracterizados por perseguições, investidas, enfrentamentos e brigas, acompanhados de vocalizações e expressões faciais.

A proporção dos registros dedicada a cada comportamento social pelos grupos foi comparada pelo Teste Binomial para duas amostras independentes e a taxa horária de execução de comportamentos agonísticos pelos machos adultos dos grupos foi comparada pelo teste de Mann-Whitney (Ayres *et al.*, 2005). O grau de linearidade da hierarquia de dominância dos grupos foi determinado pelo Índice de Linearidade de Landau (Martin & Bateson, 1993), o qual leva em consideração o número de indivíduos dominados por cada membro do grupo com base na distribuição e sentido (ator-receptor) das interações agonísticas ocorridas entre cada díade. Este índice varia de zero a 1,0, o qual indica uma linearidade perfeita. Em uma hierarquia perfeitamente linear, o indivíduo alfa domina todos os membros do grupo, o beta domina os demais, exceto o alfa, e assim sucessivamente. A posição hierárquica de cada membro dos grupos foi avaliada pelo Índice de Dominância (Lehner, 1996) e pelo Escore de David (Gammel *et al.*, 2003). O Índice de Dominância baseia-se na proporção de vitórias de um indivíduo (ator) nas interações agonísticas das quais participou com os demais membros

do grupo, enquanto o Escore de David leva em consideração a proporção de vitórias (ator) e derrotas (receptor) de um indivíduo em cada díade.

RESULTADOS

O grupo Farroupilha apresentou uma taxa horária de comportamentos sociais (11,0 eventos/h ou 2769 eventos: catação=1134, brincadeira=1084, agressão=551) mais de duas vezes maior que o grupo Sapucaia (5,4 eventos/h ou 1091 eventos: catação=813, brincadeira=196, agressão=82). O grupo Farroupilha envolveu-se, proporcionalmente, em mais agressão (20% *vs.* 8%; Z=9,355, p<0,0001) e brincadeira (39% *vs.* 18%; Z=12,587, p<0,0001) e menos catação (41% *vs.* 75%; Z=-18,781, p<0,0001) que o grupo Sapucaia.

No grupo Farroupilha, a fêmea adulta Fabi foi a principal executora de catação (n=341 eventos e 39983 s). O macho adulto Tibúrcio recebeu a maior freqüência de catação (n=173), enquanto a fêmea adulta Amélia foi o indivíduo catado por mais tempo (17672 s). As principais díades em relação à freqüência de catação foram Tibúrcio-Amélia (n=123 eventos), Fabi-Assis (n=117) e Fabi-Tibúrcio (n=87) (Figura 1a). As díades que passaram mais tempo envolvidas em catação foram o par mãe-filho Fabi-Fiba (15356 s) e, novamente, Tibúrcio-Amélia (11706 s) (Figura 1b). No grupo Sapucaia, o principal executor de catação foi a fêmea adulta Elisa (n=363 eventos e 24931 s) e o maior receptor foi o macho adulto Geraldo (n=224 eventos e 16701 s). Elisa-Geraldo foi a principal díade, tanto em relação à freqüência de sessões de catação (n=123) quanto em relação à sua duração (8127 s) (Figura 2a e b).

Enquanto a catação envolveu principalmente os indivíduos adultos, os jovens foram os principais envolvidos em interações de brincadeira. No grupo Farroupilha, a principal díade foi Dali-Guri (n=517 eventos e 57734 s; Figura 3) e no grupo Sapucaia, Dininho-Florzinha (n=76 eventos e 7956 s; Figura 4).

Em relação ao comportamento agonístico, foram observadas algumas diferenças na proporção de agressão e nas classes sexo-etárias envolvidas nesta interação social em ambos os grupos. A taxa de ocorrência horária de comportamentos agonísticos foi de 2,2 eventos/h no grupo Farroupilha e de 0,4 eventos/h no grupo Sapucaia. A taxa horária de execução de comportamentos agonísticos pelos machos adultos castrados do grupo Sapucaia (Horácio=0,14, Geraldo=0,07 e Cássio=0 eventos/h) e pelos machos não castrados do grupo Farroupilha

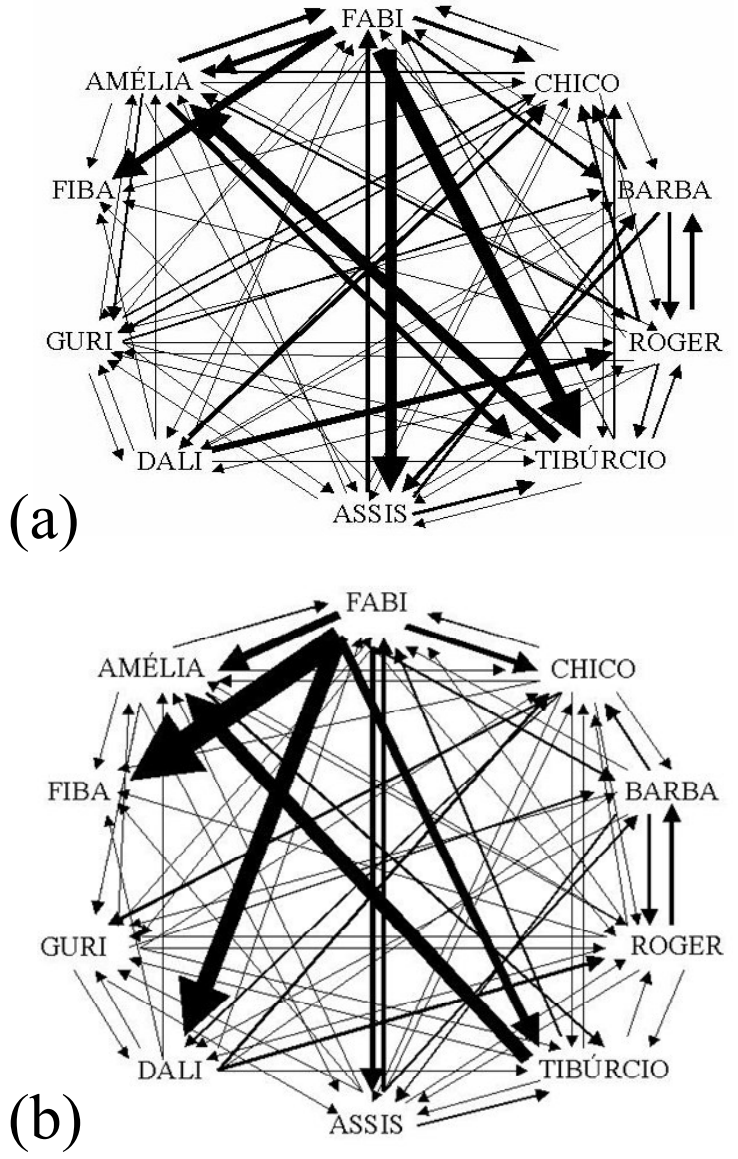


Figura 1. Sociogramas da distribuição da freqüência (a) e duração (b) das sessões de catação entre os indivíduos do grupo Farroupilha. A largura da seta é proporcional à freqüência ou à duração das interações entre a díade. A seta aponta para o receptor.

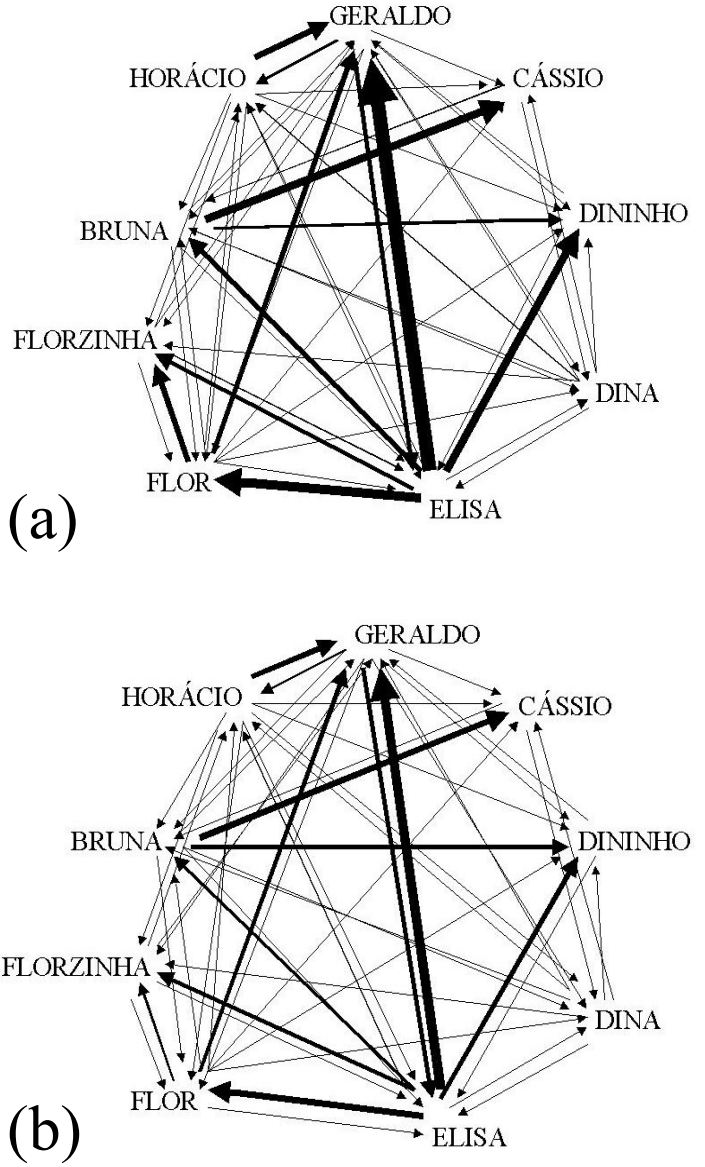


Figura 2. Sociogramas da distribuição da freqüência (a) e duração (b) das sessões de catação entre os indivíduos do grupo Sapucaia. A largura da seta é proporcional à freqüência ou à duração das interações entre a díade. A seta aponta para o receptor.

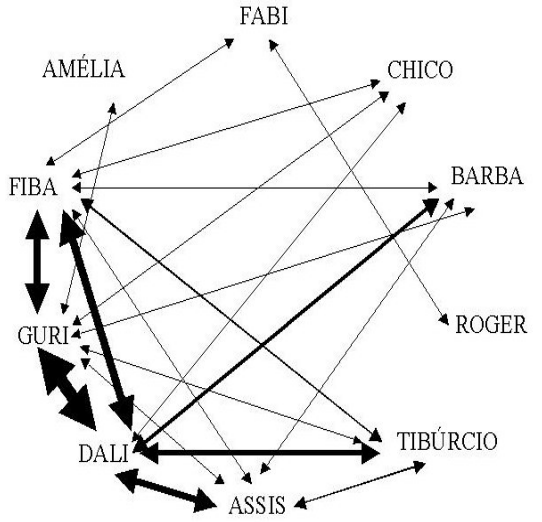


Figura 3. Sociograma da duração das interações de brincadeira entre os indivíduos do grupo Farroupilha. A largura das setas é proporcional à duração das interações.

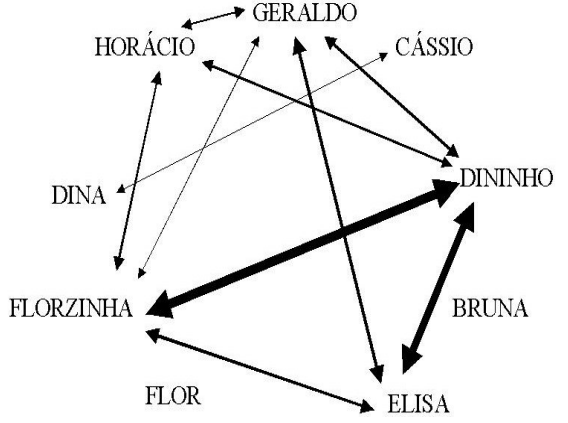


Figura 4. Sociograma da duração das interações de brincadeira entre os indivíduos do grupo Sapucaia. A largura das setas é proporcional à duração das interações.

(Tibúrcio=0,37, Barba=0,36, Roger=0,14, Chico=0,14 e Assis=0,10 eventos/h) não diferiu significativamente ($Z_{(U)}$=1,639, n_1=3, n_2=5, p=0,10). Devido ao pequeno tamanho das amostras, no entanto, não é possível rejeitar com confiança a hipótese de influência da castração na agressividade dos animais.

O maior agressor no grupo Farroupilha foi a fêmea adulta Amélia (n=97 eventos), enquanto o mais agredido foi o macho adulto Assis (n=288 eventos) (Figura 5). No grupo Sapucaia, o macho adulto Horácio foi o maior agressor (n=27 eventos) e a fêmea adulta Dina a mais agredida (n=23 eventos) (Figura 6). No dia 23 de junho de 2003, o macho adulto Cássio foi retirado do recinto após sofrer sérias lesões provocadas por agressão. A identidade do(s) seu(s) agressor(es) é desconhecida.

A hierarquia social em ambos os grupos apresentou uma linearidade baixa (Índice de Linearidade de Landau: $h_{Farroupilha}$=0,48, $h_{Sapucaia}$=0,50) caracterizada por reversões e pela ausência de interações agonísticas entre várias díades. O Índice de Dominância e o Escore de David apresentaram resultados concordantes quanto à identidade do indivíduo de mais alta posição hierárquica: os machos adultos Roger (Farroupilha) e Geraldo (Sapucaia). Embora ambos machos-alfa não tenham sido os principais agressores em seus grupos, eles nunca foram agredidos por outros indivíduos. O indivíduo beta do grupo Farroupilha por ambos índices foi outro macho adulto (Chico). Já no grupo Sapucaia, os índices produziram resultados diferentes (Índice de Dominância: macho adulto Horácio; Escore de David: macho jovem Dininho). No extremo oposto da hierarquia encontra-se um macho adulto em ambos os grupos (Assis no grupo Farroupilha e Cássio no grupo Sapucaia) (Figuras 5 e 6).

DISCUSSÃO

As principais interações sociais observadas em ambos os grupos foram a catação e a brincadeira, enquanto o comportamento agressivo representou uma pequena proporção do repertório social dos macacos-pregos. Os resultados do presente estudo corroboram o descrito por Fragaszy *et al.* (2004) em relação à classificação sexo-etária dos principais executores de catação, as fêmeas adultas. Essas autoras também citam que os principais receptores em tais interações são, normalmente, outras fêmeas adultas. Embora isto tenha sido observado

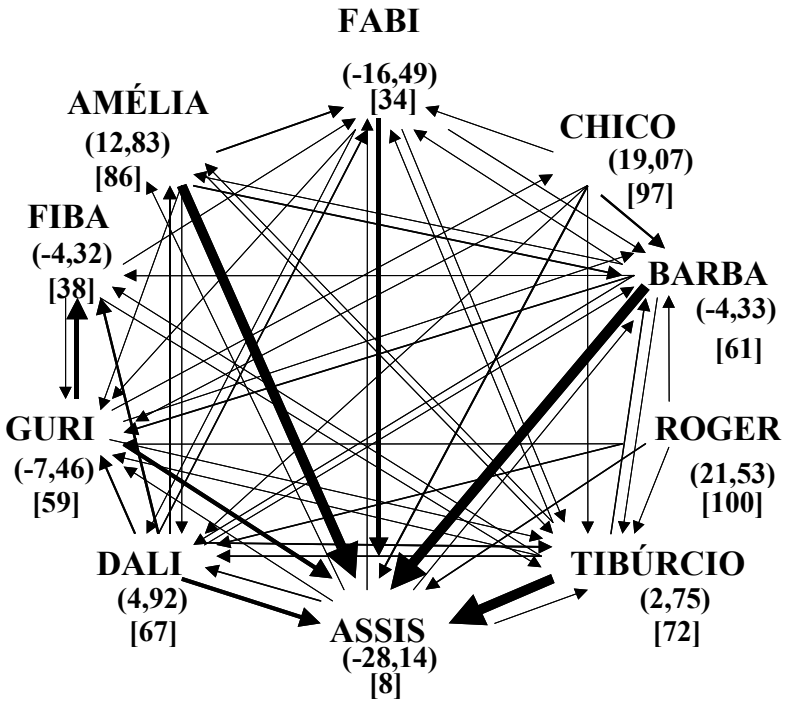


Figura 5. Sociograma da distribuição dos comportamentos agonísticos entre os indivíduos do grupo Farroupilha. A largura das setas é proporcional à freqüência das interações entre as díades agressor-agredido. A seta aponta para o indivíduo agredido. Os valores do Escore de David são mostrados em parênteses e os do Índice de Dominância entre colchetes.

em relação à duração total das sessões de catação nas quais cada indivíduo do grupo Farroupilha esteve envolvido (Amélia), o macho alfa do grupo Sapucaia (Geraldo) foi o maior receptor de catação, tanto em relação à freqüência quanto à duração das sessões. O indivíduo catado com mais freqüência no grupo Farroupilha também foi um macho adulto (Tibúrcio). Ao contrário do observado por Parr *et al.* (2004), a fêmea alfa do grupo Farroupilha (Amélia) catou menos do que foi catada, enquanto a segunda fêmea adulta (Fabi), um dos indivíduos de mais baixa posição hierárquica, foi executora com mais freqüência que receptora. No grupo

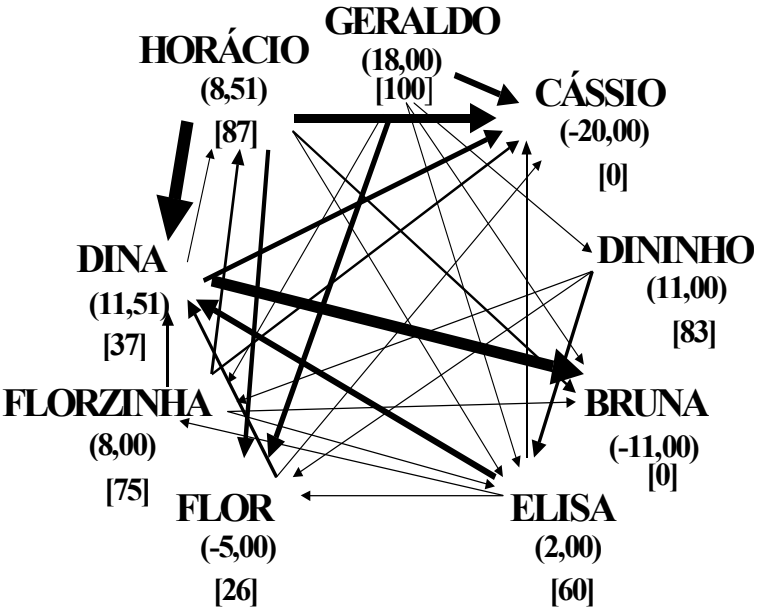


Figura 6. Sociograma da distribuição dos comportamentos agonísticos entre os indivíduos do grupo Sapucaia. A largura das setas é proporcional à freqüência das interações entre as díades agressor-agredido. A seta aponta para o indivíduo agredido. Os valores do Escore de David são mostrados em parênteses e os do Índice de Dominância entre colchetes.

Sapucaia, as duas fêmeas adultas de mais alta posição hierárquica (Elisa e Dina) apresentaram padrões diferentes. Elisa catou mais do que foi catada, enquanto Dina esteve envolvida como executora e receptora de catação em freqüências e durações semelhantes. Segundo Fragaszy *et al.* (2004) a catação pode trazer vários benefícios para as fêmeas de macacos-pregos, tais como a formação de alianças, a redução do risco de ser agredida e o acesso a infantes e a fêmeas dominantes.

Conforme esperado, os indivíduos imaturos de ambos os grupos foram os principais envolvidos em brincadeiras. Desta forma, é possível que a maior taxa de ocorrência de brincadeira no grupo Farroupilha (4,3 eventos/h *vs.* 1,0 evento/h) seja explicada, pelo menos parcialmente, pelo

maior número de indivíduos imaturos (Guri, Dali e Fiba *vs.* Florzinha e Dininho no grupo Sapucaia).

Quanto ao comportamento agonístico, o grupo Farroupilha apresentou o dobro de interações que o grupo Sapucaia, resultado compatível com a predição de que a castração reduziria a agressividade dos machos adultos. Contudo, apesar dos machos adultos castrados terem apresentado as menores taxas horárias de execução de agressão, estas não diferiram estatisticamente das taxas observadas nos machos intactos. Embora este resultado esteja de acordo com o observado por Epple (1978) e Dixson (1993) em callitriquíneos, o pequeno tamanho das amostras compromete o poder do teste em aceitar ou rejeitar a predição da influência da castração na agressividade. Além disso, outras variáveis podem ter desempenhado um importante papel na determinação da freqüência e distribuição dos comportamentos sociais entre os membros dos grupos de estudo. Segundo Fragaszy *et al*. (2004), a hora da alimentação cria situações de tensão e conflito entre os macacos-pregos, principalmente quando o alimento é escasso. Nestas ocasiões, os indivíduos dominantes podem monopolizar o alimento, impedindo o acesso dos subordinados por meios agressivos. Desta forma, é possível que a alimentação do grupo Farroupilha apenas uma vez ao dia (*vs.* duas vezes ao dia em Sapucaia) tenha contribuído para o aumento na freqüência de interações agonísticas entre os seus membros. Interações agonísticas na hora da alimentação foram observadas em ambos os grupos.

É possível, ainda, que a erradicação das interações sexuais no grupo Sapucaia pela castração tenha eliminado um outro foco de conflito entre os indivíduos do grupo. De fato, parte das interações agonísticas observadas no grupo Farroupilha ocorreram em um contexto sexual. Diferenças na composição sexo-etária dos grupos também podem influenciar o comportamento social dos grupos de estudo.

Por fim, não deve-se desconsiderar a influência potencial que diferenças nos ambientes de cativeiro podem ter sobre o bem-estar e o comportamento dos animais. Neste sentido, o grupo Farroupilha vive em um ambiente sujeito a um fluxo diário de visitantes e transeuntes e um nível de ruído (humano e do tráfego de automóveis) muito mais intensos que o grupo Sapucaia. Consequentemente, os macacos-pregos do grupo Farroupilha estão expostos a fontes de estresse maiores que os animais de Sapucaia. A alta freqüência de coprofagia observada no grupo Farroupilha (Prates & Bicca-Marques, 2005) corrobora esta hipótese.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Administração do Parque Zoológico de Sapucaia do Sul (Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul) pela autorização para a realização desta pesquisa e ao setor de Zoologia (em especial, biólogos Márcia Maria de Assis Jardim e Marcelo Linck), aos tratadores do setor de primatas e aos tratadores do Minizoo Palmira Gobbi pelo apoio e informações. Daniel B. Montano também agradece ao Programa de Ensino Tutorial (PET/SeSu/MEC) pela bolsa de estudos. Júlio César Bicca-Marques agradece ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (Proc. nº 306090/2006-6).

BIBLIOGRAFIA

Altmann, J. (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227-267.

Ayres, M., Ayres Jr., M., Ayres, D.L. & Santos, A.S. (2005) *BioEstat 4.0*. Sociedade Civil Mamirauá, Belém.

Barrett, G.M., Shimizu, K., Bardi, M., Asaba, S. & Mori, A. (2002) Endocrine correlates of rank, reproduction, and female-directed aggression male japanese macaques (*Macaca fuscata*). *Hormones and Behaviour* 42:85-96.

Bercovitch, F.B. & Clarke, A.S. (1995) Dominance rank, cortisol concentrations, and reproductive maturation in male rhesus macaques. *Physiology & Behaviour* 58:215-21.

Chalmers, N. (1979) *Social Behaviour in Primates*. Edward Arnold, London.

Dixson, A.F. (1993) Sexual and aggressive behavior of adult male marmosets (*Callithrix jacchus*) castrated neonatally, prepubertally, or in adulthood. *Physiology & Behavior* 54:301-307.

Dunbar, R.M. (1991) Functional significance of social grooming in primates. *Folia Primatologica* 57:121-131.

Eberhart, J.A., Keverne, E.B. & Meller, R.E. (1980) Social influences on plasma testosterone levels in male talapoin monkeys. *Hormones & Behavior* 14:247-266.

Epple, G. (1978) Lack of effects of castration on scent marking, displays, and aggression in a South American primate (*Saguinus fuscicollis*). *Hormones and Behavior* 11:139-150.

Fragaszy, D.M., Visalberghi E. & Fedigan, L. (2004) *The Complete Capuchin: The Biology of the Genus Cebus*. Cambridge University Press, Cambridge.

Freese, C.H. & Oppenheimer, J.R. (1981) The capuchin monkeys, genus *Cebus*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*, *vol. 1* (A.F. Coimbra-Filho & R.A. Mittermeier, eds.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janiero, pp. 331-390.

Gammel, H.P., Vriest, H., Jennings, D.J., Carlin, C.M. & Hayden, T.J. (2003) David´s score: a more appropriate dominance ranking method than Clutton-Brock *et al.´*s index. *Animal Behaviour* 66:601-605.

Klinkova, E., Heistermann, M. & Hodges J.K. (2004) Social parameters and urinary testosterone level in male chimpanzees *(Pan troglodytes)*. *Hormones and Behavior* 46:474-481.

Lehner, P.N. (1996) *Handbook of Ethological Methods*. 2nd ed.. Cambridge University Press, Cambridge.

Lynch, J., Ziegler, T.E. & Strier, K. (2002) Individual and seasonal variation in fecal testosterone and cortisol levels of wild male tufted capuchin monkeys, *Cebus apella nigritus*. *Hormones and Behavior* 41:275-282.

Martin, P. & Bateson, P. (1993) *Measuring Behaviour: An Introductory Guide*. 2nd ed.. Cambridge University Press, Cambridge.

Muller, M.N. & Wrangham, R.W. (2004) Dominance, aggression and testosterone in wild chimpanzees: a test of the 'challenge hypothesis'. *Animal Behaviour* 67:113-123.

Parr, L.A., Matheson, M.D., Bernstein, I.S. & De Waal, F.M. (1997) Grooming down the hierarchy: allogrooming in captive brown capuchin monkeys, *Cebus apella*. *Animal Behaviour* 54:361-367.

Prates, H.M. & Bicca-Marques, J.C. (2005) Coprophagy in captive brown capuchin monkeys (*Cebus apella*). *Neotropical Primates* 13.

Robinson, J.G. & Janson, C.H. (1987) Capuchins, squirrel monkeys, and atelines: socioecological convergence with Old World primates. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Sthrusaker, eds.). University of Chicago Press, Chicago, pp. 69-82.

Rylands, A.B., Schneider, H., Langguth, A., Mittermeier, R.A., Groves, C.P. & Rodríguez-Luna, E. (2000) An assessment of diversity of New World primates. *Neotropical Primates* 8:61-93.

Simpson, K. (2001) The role of testosterone in aggression. *The McGill Journal of Medicine* 6:32-40.

Steklis, H.D., Brammer, G.L., Raleigh, M.J. & McGuire, M.T. (1985) Serum testosterone male dominance, and aggression in captive groups of vervet monkeys (*Cercopithecus aethiops sabaeus*). *Hormones and Behavior* 19:154-163.

Strier, K.B., Ziegler, T.E. & Wittwer, D.J. (1999) Seasonal and social correlates of fecal testosterone and cortisol levels in wild male muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *Hormones and Behavior* 35: 125-134.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 463-476

O cuidado alomaterno exibido por uma fêmea de macaco-prego (*Cebus apella*) após a morte da própria cria: um caso de adoção?

Michele P. Verderane & Patrícia Izar

Universidade de São Paulo

RESUMO

No presente trabalho descrevemos o cuidado alomaterno de um infante de dez meses de idade exibido por uma fêmea adulta de macaco-prego (*Cebus apella*) após a perda de seu próprio filhote. A fim de verificar se esse caso pode ser considerado como adoção, as freqüências de transporte, amamentação, catação e partilha de alimento dedicadas a esse imaturo foram comparadas às freqüências de cuidado materno e alomaterno exibidos por essa fêmea em relação a outros imaturos. Nossos dados revelaram que o cuidado exibido pela fêmea em relação ao imaturo foi mais intenso que o padrão de cuidado alomaterno exibido por ela no período anterior ao nascimento de sua primeira cria, caracterizando um episódio de adoção. O presente relato apóia a hipótese de que fêmeas de macaco-prego podem ser especialmente propensas à adoção de infantes. O cuidado materno nesta espécie é caracterizado por

* Endereço para correspondência: Michele P. Verderane. Departamento de Psicologia Experimental, Instituto de Psicologia, Universidade de São Paulo, Avenida Prof. Mello Moraes 1721, São Paulo, SP 05508-030, Brasil, Fone: +55-11-30914448 r. 30, Fax: 30914909, Email: verderan@usp.br

interações íntimas entre mãe e filhote e pela extensão dos cuidados durante tempo prolongado quando comparado a outras espécies de primatas neotropicais com tamanho corpóreo semelhante. Desta forma, é provável que a adoção tenha ocorrido em função da motivação da fêmea para exibir cuidado materno após a perda da própria cria.

Palavras-chave: Vínculo mãe-filhote, desenvolvimento, motivação materna

ABSTRACT

In this study we describe an episode of allomaternal care of a ten-month old infant by an adult female tufted capuchin monkey (*Cebus apella*) after the loss of her own offspring. We compare the frequency of carrying, nursing, grooming and food sharing shown by this female towards the infant to the frequency of her maternal and allomaternal behaviors towards other infants to evaluate whether this episode characterizes a case of adoption. Our data revealed a more frequent pattern of allomaternal care directed towards this infant when compared with the pattern she exhibited as a nulliparous female, characterizing a case of adoption. This report supports the hypothesis that capuchin monkey females are particularly prone to infant adoption. This species' maternal behavior is characterized by intimate mother-offspring interactions and by an extended period of infant care in comparison with other neotropical primates of similar body size. Therefore, it is likely that the adoption was a consequence of the female's maternal motivation after the loss of her own offspring.

Key words: Mother-offspring bond, development, maternal motivation

INTRODUÇÃO

O cuidado à prole, especialmente a amamentação e o transporte dos filhotes, que na maioria das espécies de primatas é realizado principalmente pela mãe, é energeticamente dispendioso e aumenta as chances de sobrevivência do filhote às custas da diminuição da habilidade reprodutiva do cuidador (Trivers, 1972). Sob a perspectiva

evolutiva, é intrigante que o cuidado a um filhote seja exibido por outro indivíduo que não os pais, devido à natureza extremamente altruísta do comportamento (Avital *et al*., 1998). No entanto, o cuidado de infantes por outros indivíduos que não as mães biológicas, ou cuidado alomaterno, tem sido observado em muitas espécies de primatas não-humanos sociais (Manson, 1999; Schradin & Anzenberger, 2001; Silk, 1999). O cuidado alomaterno inclui o transporte do infante, partilha de alimento, catação e amamentação comunal.

As hipóteses acerca da evolução do cuidado alomaterno postulam que esse comportamento, embora custoso, pode ter evoluído por conferir benefícios para as mães, para os cuidadores e para os próprios filhotes. As mães podem se beneficiar da presença de cuidadores devido à redução do tempo e energia despendidos aos cuidados de seus próprios filhotes. Conseqüentemente, isso permite que as mães dediquem mais tempo a outras atividades, como a alimentação, o que pode se refletir em benefícios reprodutivos, por exemplo, diminuindo o intervalo entre os nascimentos de seus filhotes (Fairbanks, 1990; Goldizen, 1987a; Schradin & Anzenberger, 2001; Stanford, 1992). Da perspectiva dos cuidadores, argumenta-se que fêmeas nulíparas se beneficiam do cuidado alomaterno adquirindo prática no manuseio e cuidado de filhotes (Fairbanks, 1990; Goldizen, 1987a) e que fêmeas multíparas aumentam sua aptidão abrangente ao cuidar de filhotes aparentados (Goldizen, 1987a, 1987b; Nicolson, 1987) ou elevam seu status social ao cuidar de infantes de mães dominantes (Cheney, 1978). Por fim, o cuidado alomaterno pode conferir benefícios para os infantes, como aumento da sua taxa de crescimento e de sobrevivência e o desenvolvimento de habilidades sociais e motoras. Além disso, o comportamento alomaterno pode aumentar as chances de um infante vir a ser adotado caso sua mãe morra (Hrdy, 1976; Nicolson, 1987).

Embora o cuidado alomaterno seja bastante comum em muitas espécies de primatas, raros são os casos descritos de adoção de um filhote por outra fêmea. Thierry & Herrenschmidt (1985) e Thierry & Anderson (1986) definem adoção como uma forma extrema de cuidado aloparental, que se configura quando ocorre uma mudança do cuidador primário, via de regra a mãe, para um outro indivíduo que assume esse papel, mesmo que tal mudança perdure por um curto período.

Do ponto de vista evolucionista, uma explicação plausível para o comportamento é que a adoção confere aumento da aptidão abrangente de fêmeas que adotam filhotes aparentados. Por outro lado, a adoção de um filhote não aparentado implicaria em diminuição do sucesso

reprodutivo de uma fêmea. Nesse sentido, Maestripieri (2001) argumenta que, em primatas, o vínculo de apego entre uma mãe e seu filhote está relacionado à elevação da motivação maternal, que ocorre no período imediato ao nascimento. Seu argumento baseia-se na constatação de que a maior parte dos casos relatados de adoção espontânea em primatas envolve a associação permanente entre uma fêmea lactante e um infante, que não o seu próprio, iniciada durante o período pós-parto e em que a fêmea exibe todos os padrões comportamentais normalmente exibidos em relação à própria cria (como amamentação e transporte). Para o autor, a adoção de um filhote não aparentado por uma fêmea de primata seria uma conseqüência "não adaptativa" da motivação maternal.

Dada a sua raridade, o relato de observações de adoção espontânea é importante para a formulação de hipóteses sobre a evolução do comportamento. No presente trabalho, descrevemos o cuidado alomaterno exibido por uma fêmea de macaco-prego (*Cebus apella*), procurando verificar se esse caso pode ser considerado como adoção, de acordo com a definição ampla de Thierry & Anderson (1986). O critério utilizado para verificar se o cuidado alomaterno poderia ser considerado extremo, configurando adoção de acordo com os autores citados, foi a freqüência de exibição dos comportamentos de transporte, amamentação, catação e partilha de alimento pela fêmea em relação a filhotes que não eram suas próprias crias.

MATERIAL E MÉTODOS

Local e grupo de estudo

A presente pesquisa foi conduzida no Parque Ecológico do Tietê, localizado na zona leste da cidade de São Paulo, SP, Brasil, ao longo do período de fevereiro de 2002 a novembro de 2004. O grupo de estudo vive em regime de semi-liberdade (isto é, não tem sua locomoção restrita por barreiras físicas) em uma área reflorestada de 19,5 ha. Os animais recebem diariamente uma provisão de frutas, verduras, tubérculos, ovos e polenta. Durante o restante do dia, eles forrageiam livremente, alimentando-se de insetos, aranhas, frutos, folhas, ovos e pequenos vertebrados, como aves e roedores (Ferreira *et al.*, 2002; Resende *et al.*, 2003), existentes na área.

Durante o período de observação, a composição do grupo variou entre 17 e 24 indivíduos, sendo 11 adultos (seis machos e cinco fêmeas),

três machos subadultos, sete juvenis (quatro machos e três fêmeas) e 14 infantes (seis machos, sete fêmeas e um de sexo indeterminado). Esse grupo já está habituado à presença de observadores, pois vem sendo estudado desde 1997 por Mannu (2002), Ferreira (2003), Resende (2004), Verderane (2005) e Falótico (2006). Esses oito anos de estudo permitem inferir com confiança o parentesco materno para todos os macacos nascidos após 1997. O evento relatado no presente trabalho envolve os seguintes indivíduos: a fêmea adulta Cisca, nascida em julho de 1998, filha da fêmea Física e mãe dos filhotes Cláudia (nascida em outubro de 2002), Chica (nascida em novembro de 2003) e Chuchu (nascido em novembro de 2004); os infantes Fábio, filho da fêmea Física, nascido em outubro de 2003, e Filó, também filha da fêmea Física, nascida em maio de 2001. Portanto, Fábio e Filó são irmãos de Cisca.

Método de amostragem e procedimentos

Os dados foram coletados como parte do estudo de longo prazo sobre o desenvolvimento de filhotes de macacos-prego realizado por MV (Verderane, 2005). Após o desaparecimento de Chica, filhote da fêmea Cisca, em 5 de maio de 2004, foi utilizado o método de amostragem de Todas as Ocorrências (Altmann, 1974) para o registro dos comportamentos de amamentação, transporte, catação e partilha de alimento exibidos por Cisca em relação ao imaturo Fábio. Dados coletados pelo mesmo método no período de fevereiro de 2002 a novembro de 2004 foram utilizados para comparar as taxas de cuidado alomaterno (transporte, catação e partilha de alimento) exibidas por Cisca em relação a um outro filhote do grupo (Filó), em período anterior ao nascimento de sua primeira cria, bem como para comparar as taxas de catação e partilha de alimento exibidas por ela em relação à sua primeira cria (Cláudia). A comparação do transporte de Fábio e de Cláudia efetuado por Cisca não foi possível devido à diferença de método de coleta de dados (todas as ocorrências vs. animal-focal). As comparações entre esses três infantes (Fábio, Filó e Cláudia) foram feitas para o período entre o 10º e o 13º mês de vida dos infantes.

RESULTADOS

Um mês após o desaparecimento de sua filha Chica, Cisca foi observada exibindo, freqüentemente, comportamentos de cuidado

alomaterno direcionados ao infante Fábio, seu irmão. Nesta época, Fábio estava com 10 meses de idade e já era completamente independente de Física, sua mãe, para a alimentação e a locomoção. Ainda assim, Cisca foi observada transportando, catando, partilhando alimento e amamentando Fábio.

Durante um período de sete meses, do nascimento até um mês após o desaparecimento de Chica, Cisca foi vista transportando e partilhando alimento com Fábio apenas uma única vez e amamentando-o em três ocasiões. Considerando o total de horas de observação do grupo para o período referido (142 h), verifica-se que esses comportamentos ocorreram a taxas de 0,007 (transporte e partilha) e 0,020 (amamentação) episódios por hora de observação. Mais freqüentes foram as catações de Cisca em relação a Fábio, ao todo seis episódios, resultando numa taxa de 0,040 catações por hora de observação.

Após o início da intensificação dos cuidados alomaternos, e durante um período de dois meses, Cisca cuidou de Fábio em taxas superiores àquelas exibidas no período anterior à morte de Chica, elevando principalmente a taxa de transporte (Figura 1). Cisca amamentou Fábio apenas durante o primeiro mês após a intensificação dos cuidados. Ainda assim, essa amamentação ocorreu a uma taxa quatro vezes superior àquela observada durante o período antecedente à morte de Chica: 0,080 amamentações por hora em comparação com 0,020 amamentações por hora (Figura 1).

Além disso, durante esse período, Cisca transportou Fábio mais freqüentemente do que havia feito em relação a Filó, também sua irmã, que foi cuidada por ela antes do nascimento de seu primeiro filhote (Figura 2). No décimo mês de vida dos infantes, Cisca transportou Fábio quatro vezes mais do que havia transportado Filó com a mesma idade, e no 11º mês, cinco vezes mais. Já nos 12º e 13º meses de vida, Fábio foi menos transportado do que Filó havia sido com a mesma idade.

Cisca também efetuou catação e partilhou alimento com Fábio em taxas superiores às exibidas em relação à Filó e à sua filha mais velha, Cláudia. No 10º mês de vida, Fábio foi catado por Cisca a uma taxa duas vezes superior à que Cláudia havia sido catada (Figura 3). Fábio foi o único infante com 10 meses que comeu alimento partilhado por Cisca (Figura 4). Filó não recebeu catação e nem foi vista comendo alimento partilhado por Cisca em seu 10º mês de vida. A comparação entre os filhotes quando estavam com 11 meses de vida mostrou que Fábio foi o filhote que recebeu mais catação de Cisca (três vezes mais que Cláudia e cinco vezes mais que Filó, Figura 2). Já quanto à partilha de alimento,

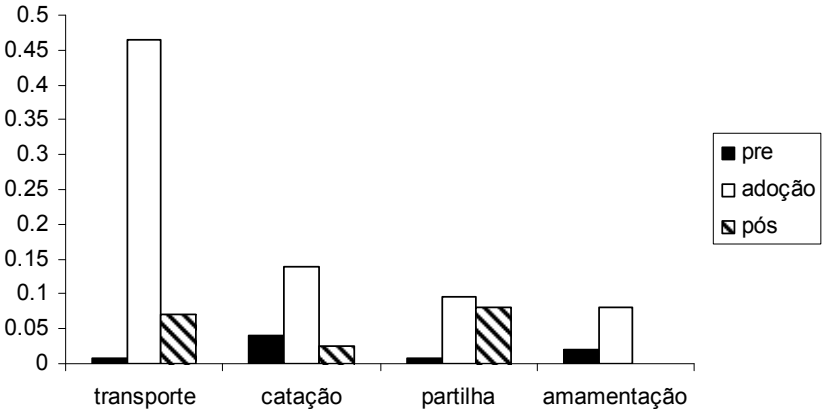


Figura 1. Taxas de amamentação, transporte, catação e partilha de alimento de Cisca em relação a Fábio durante o período anterior, durante e após a intensificação dos cuidados alomaternos.

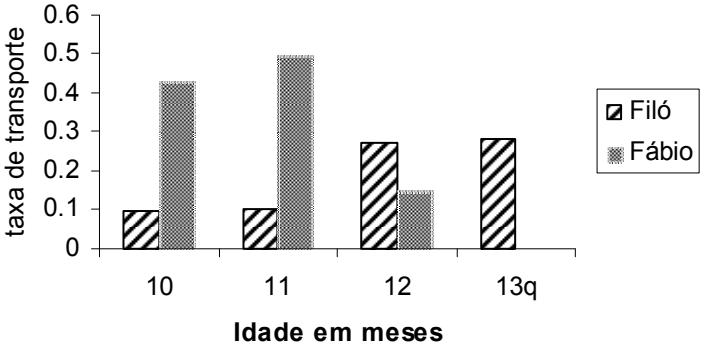


Figura 2. Taxas de transporte (episódios de transporte por hora de observação) de Cisca em relação aos infantes Fábio e Filó do 10º ao 13º mês de vida.

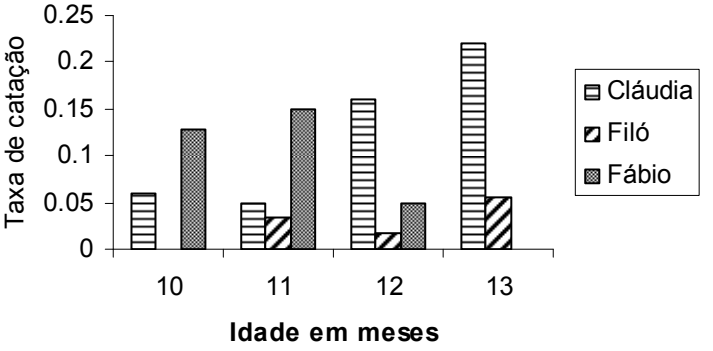


Figura 3. Taxas de catação (episódios de catação por hora de observação) de Cisca em relação aos infantes Fábio, Filó e Cláudia do 10º à 13º mês de vida.

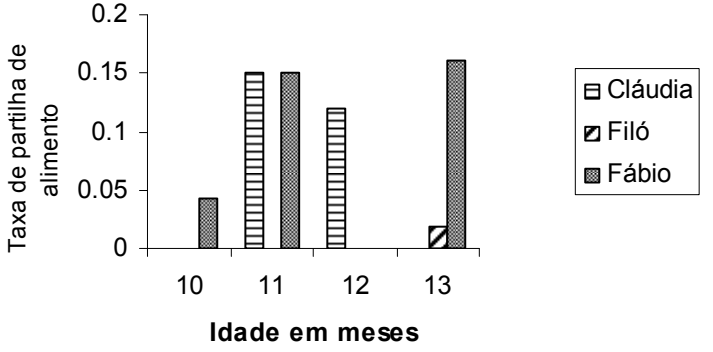


Figura 4. Taxas de partilha de alimento (episódios de partilha por hora de observação) de Cisca em relação aos infantes Fábio, Filó e Cláudia do 10º à 13º mês de vida.

Fábio não diferiu de Cláudia, embora Filó não tenha recebido alimento de Cisca quando tinha 11 meses de idade. No 12º mês de vida, Fábio recebeu menos catação e partilha do que Cláudia havia recebido com essa idade, mas, para catação, mais do que Filó.

Durante o quarto mês de cuidado, quando Fábio já estava com 13 meses de idade, Cisca exibiu cuidado apenas na forma de partilha de alimento, mesmo assim, em taxas superiores àquelas exibidas em relação à sua própria filha e à Filó; foram 0,16 partilhas por hora em relação a Fábio e 0,02 em relação à Filó. Não foram registrados episódios de partilha entre Cisca e Cláudia (Figura 4). Ao término de quatro meses completos, Cisca parou de exibir cuidados em relação a Fábio e deu à luz o seu terceiro filhote, Chuchu.

DISCUSSÃO

Segundo a definição de Thierry & Anderson (1986), o evento relatado neste trabalho enquadra-se em um caso de adoção de filhote. Em primeiro lugar, Cisca foi a principal cuidadora de Fábio nesse período, cuja mãe já não o transportava ou amamentava mais. Assim, é possível afirmar que houve uma mudança do cuidador primário de Fábio. Além disso, o cuidado exibido por Cisca em relação ao imaturo Fábio foi mais intenso que o padrão de cuidado alomaterno exibido por ela no período anterior ao nascimento de sua primeira cria e do que o padrão geral de cuidado alomaterno observado no grupo de estudo por outros indivíduos em relação a outros filhotes (M.P. Verderane, dados não publicados). Portanto, pode-se considerar o caso aqui descrito como uma forma extrema de cuidado aloparental.

Cisca cuidou intensamente de Fábio por um curto período de tempo, o que pode estar relacionado a duas razões. Primeiro, os cuidados que caracterizaram a adoção de Fábio por Cisca tiveram início quando o imaturo já estava independente de sua mãe para a nutrição e para o transporte, com 10 meses de idade, e ocorreram sete meses após o último parto de Cisca. Além disso, Cisca estava esperando seu terceiro filhote quando começou a cuidar de Fábio e já estava em estágio avançado de gravidez quando parou de fazê-lo. Tudo isso justificaria o fato de que as formas mais duradouras de cuidado foram a catação e a partilha de alimento em detrimento da amamentação e do transporte. Do ponto de vista energético, esses comportamentos são pouco custosos e não impõem restrições reprodutivas à fêmea.

Essas observações sugerem que a adoção de Fábio por Cisca pode ter ocorrido em função da motivação da fêmea para exibir cuidado materno após a perda da própria cria. Em uma revisão sobre casos de

adoção espontânea em primatas, Maestripieri (2001) observa que esta ocorre principalmente em dois contextos. O primeiro envolve mães que perdem seus infantes logo após o nascimento e, subseqüentemente, adotam um outro infante. O segundo envolve fêmeas cujos filhotes sobreviveram, mas que adotam um filhote adicional e cuidam simultaneamente de ambos. Em ambos os contextos, o filhote pode ou não ter perdido a sua mãe. Todos os relatos de adoção envolvendo os dois contextos foram registrados dentro de um período de duas a três semanas após o parto. O autor afirma que a ocorrência de adoção principalmente no período pós-parto é um indicativo da existência de um período sensível para o estabelecimento do vínculo de apego entre díades mãe-infante. Esse período sensível estaria relacionado a um mecanismo de motivação para o estabelecimento do vínculo, provavelmente induzido por hormônios, particularmente a elevação dos níveis de estradiol, durante os últimos estágios da gravidez, e de prolactina, associado à lactação (Maestripieri & Zehr, 1998). O fenômeno da adoção estaria relacionado a esse mecanismo.

O episódio aqui relatado diverge da hipótese de Maestripieri porque não ocorreu logo após o parto de Cisca. Considerando-se a data do parto seguinte de Cisca e o período de gestação de cerca de cinco meses típico da espécie (Di Bitetti & Janson, 2001; Nagle & Denari, 1983), a adoção de Fábio ocorreu no início da nova gestação de Cisca, quando o perfil hormonal típico das fases finais de gestação ainda não foi atingido (Nagle & Denari, 1983). No entanto, Maestripieri (2001) ressalta que pode haver grande variabilidade interindividual na duração do hipotético período sensível para exibição de cuidado materno. Mais estudos são necessários para esclarecer o papel de perfis hormonais na exibição de comportamento alomaterno extremo.

Por outro lado, é possível também que fêmeas de macacos-prego sejam especialmente propensas à adoção, devido às peculiaridades de seu comportamento materno. O comportamento materno em *C. apella* é caracterizado por interações íntimas, como carregamento, amamentação, contato corporal e catação (Fragaszy *et al*., 1991), entre filhote e mãe durante tempo prolongado quando comparado a outras espécies de primatas neotropicais com tamanho corpóreo semelhante. No segundo ano de vida, a mãe ainda é o indivíduo mais importante entre as relações do filhote, considerando-se catação e contato corporal (Izar, 1994; Izar & Sato, 1997; Welker *et al.*, 1990). Fragaszy *et al*. (1991) consideram que interações íntimas entre a mãe e o filhote em macaco-prego são responsáveis pela manutenção do cuidado materno até idades mais

avançadas do filhote. Além disso, Verderane & Izar (2005) sugerem que a duração do período de dependência do filhote em relação à mãe nesta espécie não é determinada pelas necessidades físicas do infante, mas pela extensão do vínculo de apego até o segundo ano de vida. Mais pesquisas também são necessárias para investigar um possível papel hormonal envolvido nessa extensão do vínculo. Pelo menos um estudo sugere que o prolongado período de amamentação observado em *C. apella* está relacionado a menores níveis de estradiol e progesterona, mas não a maiores níveis de prolactina, em fêmeas lactantes quando comparadas a não-lactantes (Recabarren *et al*., 2000).

Em conclusão, é possível sugerir que a motivação para o vínculo entre mãe e filhote em macacos-prego estende-se além do período pós-parto, o que confere especial predisposição da espécie para a adoção de outros infantes que não a própria prole. Essa hipótese é reforçada pela observação de um caso de adoção, por macacos-prego, de um infante de sagüi, *Callithrix jacchus*, em ambiente selvagem (Izar *et al*., 2006).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Parque Ecológico do Tietê por permitir a realização desta pesquisa e à aluna Priscila Neves pelo auxílio na coleta de dados. Este trabalho teve o apoio financeiro da FAPESP (MPV: 03/03095-0) e da CAPES (PI: Prodoc 00022/03-9).

BIBLIOGRAFIA

Altmann, J. (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227-267.

Avital, E., Jablonka, E. & Lachmann, M. (1998) Adopting adoption. *Animal Behaviour* 55**:**1451-1459.

Cheney, D.L. (1978) Interactions of immature male and female baboons with adult females. *Animal Behaviour* 26:389-408.

Di Bitetti, M.S. & Janson, C.H. (2001) Reproductive socioecology of tufted capuchins (*Cebus apella nigritus*) in northeastern Argentina. *International Journal of Primatology* 22:127-142.

Fairbanks, L.A. (1990) Reciprocal benefits of allomothering for female vervet monkeys. *Animal Behaviour* 40:553-562.

Falótico, T. (2006) Estudo experimental do uso de ferramentas para quebra de frutos encapsulados por macacos-prego (*Cebus apella*) em semi-liberdade. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

Ferreira, R.G. (2003) Coalitions and social dynamics of a semi-free ranging *Cebus apella* group. PhD thesis, University of Cambridge, Cambridge.

Ferreira, R.G., Resende B.D., Mannu, M., Ottoni, E.B. & Izar, P. (2002) Bird predation and prey-transference in brown capuchin monkeys (*Cebus apella*). *Neotropical Primates* 10:84-89.

Fragaszy, D.M., Baer, J. & Adams-Curtis, L. (1991) Behavioral development and maternal care in tufted capuchins (*Cebus apella)* and squirrel monkeys (*Saimiri sciureus*) from birth through seven months. *Developmental Psychobiology* 24:375-393.

Goldizen, A. (1987a) Facultative polyandry and the role of infant-carring in wild saddle-black tamaris (*Saguinus fuscicollis*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 20:99-109.

Goldizen, A. (1987b) Tamarins and marmosets: communal care of offspring. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhasaker, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, pp. 34-43.

Hrdy, S.B. (1976) Care and exploitation of non-human primate infants by conspecifics other than the mother. In: *Advances in the Study of Animal Behaviour, vol. 6* (J.S. Rosenblatt, R.A. Hinde, E. Shaw & C. Beer, eds.). Academic Press, London, pp. 101-158.

Izar, P. (1994) Análise da estrutura social de um grupo de macacos-prego (*Cebus apella*) em semi-cativeiro. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Izar, P. & Sato, T. (1997) Influência de abundância alimentar sobre a estrutura de espaçamento interindividual e relações de dominância em um grupo de macacos-prego (*Cebus apella*). In: *A Primatologia no Brasil, vol. 5* (S.F. Ferrari & H. Schneider, eds.). Gráfica e Editora Universitária/UFPA, Belém, pp. 249-267.

Izar, P., Verderane, M.P., Visalberghi, E., Ottoni, E.B., Oliveira, M.G., Shirley, J. & Fragaszy, D. (2006) Cross-genus adoption of a marmoset (*Callithrix jacchus*) by wild capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*): case report. *American Journal of Primatology* 68:692-700.

Maestripieri, D. (2001) Is there mother-infant bonding in primates? *Developmental Review* 21:93-120.

Maestripieri, D. & Zehr, J.L. (1998) Maternal responsiveness increases during pregnancy and after estrogen treatment in macaques. *Hormones and Behavior* 34**:**223–230.

Mannu, M. (2002) Uso espontâneo de ferramentas por macacos-prego em condições de semi-liberdade: discrição e demografia. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Manson, J.H. (1999) Infant handling in wild *Cebus capucinus*: testing bonds between females? *Animal Behaviour* 57:911-921.

Nagle, C.A. & Denari, J.H. (1983) The *Cebus* monkey (*Cebus apella*). In: *Reproduction in New World Primates: New Models in Medical Science* (J. Hearn, ed.). MTP Press, Lancaster, pp. 39-67.

Nicolson, N.A. (1987) Infants, mothers, and other females. In: *Primate Societies* (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhasaker, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, pp. 330-342.

Recabarren, M.P., Vergara, M., Martinez, M.C., Gordon, K. & Serón-Ferré, M. (2000) Impact of lactation upon fertility in the New World primate capuchin monkey (*Cebus apella*). *Journal of Medical Primatology* 29:350-360.

Resende, B.D. (2004) Ontogenia de comportamentos manipulativos em um grupo de macacos-prego (*Cebus apella*) em situação de semi-liberdade. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Resende, B.D., Grecco, V.L.G., Ottoni, E.B. & Izar, P. (2003) Some observations on the predation of small mammals by tufted capuchin monkeys (*Cebus apella*). *Neotropical Primates* 11:103-104.

Schradin, C. & Anzenberger, G. (2001) Infant carrying in family groups of Goeldi's monkeys (*Callimico goeldii*). *American Journal of Primatology* 53:57-67.

Silk, J. (1999) Why are infants so attractive to other? The form and function of infant handling in bonnet macaques. *Animal Behaviour* 57:1021-1032.

Stanford, C. (1992) Costs and benefits of allomothering in wild capped langurs (*Presbytis pileata*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 30: 29-34.

Thierry, B. & Anderson, J.R. (1986) Adoption in anthropoid primates. *International Journal of Primatology* 7:191-216.

Thierry, B. & Herrenschmidt, N. (1985) A case of "transient adoption" in a captive group of Tonkean macaques (*Macaca tonkeana*). *Laboratory Primate Newsletter* 24:1-3.

Trivers, R.L. (1972) Parental investment and sexual selection. In: *Sexual Selection and the Descent of Man* (B. Campbell, ed.). Aldine, Chicago, pp. 136-177.

Verderane, M.P. (2005) Estilos de cuidado alomaterno e desenvolvimento das relações sociais de infantes de macacos-prego, *Cebus apella*, de 0 a 18 meses de idade. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Verderane, M.P. & Izar, P. (2005) Ontogênese dos comportamentos alimentar e locomotor de filhotes de macacos-prego (*Cebus apella*) em um grupo em semi-liberdade. In: *Programa e Livro de Resumos do XI Congresso Brasileiro de Primatologia* (J.C. Bicca-Marques, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Porto Alegre, p. 56.

Welker, C., Becker, P., Hohmann, H. & Schafer-Witt, C. (1990) Social relations in groups of the black-capped capuchin *Cebus apella* in captivity. Interactions of group-born infants during their second half-year of life. *Folia Primatologica* 54:16-33.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 477-494

Correlação entre os níveis de hormônios esteroidais e o comportamento sócio-sexual de pares reprodutores de sagüi comum (*Callithrix jacchus*) durante a gravidez

Maria de Fátima Pedrosa Pinto Barbosa,
Heveline Gomes do Nascimento, Pedro Pereira da Silva Junior,
Ivanise Cortez de Sousa, Daiane Martins Saldanha,
Maria Leila Cardoso, Maria Luíza Cavalcante Rodrigues
& Maria Bernardete Cordeiro de Sousa

Universidade Federal do Rio Grande do Norte

RESUMO

Em sagüi comum (*Callithrix jacchus*) foi demonstrado que a ligação entre machos e fêmeas reprodutores caracteriza-se pela intensificação de interações sócio-sexuais, mas pouco tem sido descrito sobre essa relação durante a gravidez, quando o perfil hormonal das fêmeas muda dramaticamente. Neste estudo são avaliados os padrões comportamentais e os perfis hormonais de machos e fêmeas reprodutores de *C. jacchus* durante a gravidez. Foram estudados cinco casais recém-formados cujas fêmeas engravidaram. Eles viviam em gaiolas individuais sob condições climáticas naturais na área externa do Núcleo de Primatologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. A atividade comporta-

* Endereço para correspondência: Maria Bernardete Cordeiro de Sousa, Departamento de Fisiologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caixa Postal 1511, Natal, RN 59078-970, Brasil, Fone: +55-84-2153410, Fax: 2119206, Email: mdsousa@cb.ufrn.br

mental dos machos e das fêmeas foi registrada pelo método focal contínuo com registro simultâneo, enquanto os níveis de progesterona, estrógenos, cortisol e andrógenos foram dosados pelo ELISA. O teste de correlação de Spearman (r_s) foi usado para avaliar se os dados comportamentais apresentavam correlação com os padrões hormonais. Para as fêmeas foram testadas correlações entre os comportamentos de catação social, marcação de cheiro e piloereção e os níveis de progesterona e cortisol plasmáticos. Para os machos a correlação foi realizada entre esses comportamentos e os níveis de andrógenos, estradiol e cortisol fecais. Uma correlação negativa entre a progesterona (P4) plasmática e a catação das fêmeas e valores mais elevados de piloereção no primeiro mês de gravidez foram observados. Para os machos não foram encontradas correlações significativas. Esses achados sugerem (a) um papel de P4 na expressão de alguns comportamentos sociais das fêmeas grávidas direcionados ou expressos de modo coordenado com os machos e (b) que o comportamento sócio-sexual de machos reprodutores parece não ser modulado por hormônios esteroidais durante a gravidez.

Palavras-chave: Gestação, comportamento, hormônios sexuais, cortisol, cativeiro

ABSTRACT

The pair bond between breeding male and female common marmosets (*Callithrix jacchus*) is characterized by the strengthening of social and sexual behaviors, but little is known about this relationship during pregnancy, when the female hormonal profile changes dramatically. In this study we evaluated behavioral and hormonal profiles in breeding male and female *C. jacchus* during pregnancy. We studied five newly-formed pairs in which the females conceived shortly after pairing. These pairs were kept in individual outdoor cages at the colony of the Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, State of Rio Grande do Norte, Brazil. Male and female behaviors were recorded using the continuous focal method for 30 minutes, three times per week, whereas progesterone, estradiol, cortisol and androgens levels were measured by ELISA. The Spearman correlation test (r_s) was used to evaluate whether sociosexual behaviors and hormonal patterns were correlated. Female allogrooming, scent-marking and piloerection were

tested against plasma levels of cortisol and progesterone. For males, the same behaviors were tested against fecal levels of cortisol, estradiol and androgens. We found a significant negative correlation between plasma progesterone (P4) and female allogrooming behavior and a significantly greater frequency of female piloerection during the first month after conception. No significant correlations were found between male behaviors and hormonal levels. These findings suggest (a) a role of sexual hormones, particularly P4, on eliciting certain social behaviors in pregnant females directed to or performed in coordination with males and (b) that the sociosexual behavior of breeding males does not seem to be modulated by steroid hormones during female pregnancy.

Key words: Gestation, behavior, sexual hormones, cortisol, captivity

INTRODUÇÃO

As relações sócio-sexuais do par reprodutor em primatas são muito variadas e a formação de uma ligação afetiva entre o par reprodutor é considerada um importante componente da estratégia reprodutiva de machos e fêmeas. A intensidade e a duração desta ligação variam entre as diferentes espécies de primatas, podendo se caracterizar por interações comportamentais de acasalamentos ocasionais ou relacionamentos permanentes que duram por toda a vida do animal (Silva & Sousa, 1997). Em calitriquíneos a existência de um par reprodutor permanente já foi descrita tanto em estudos de campo (Digby, 1994; Soini, 1987) como em cativeiro (Epple, 1977; Hearn, 1978; Kleiman, 1978; Rothe, 1975). Em sagüi comum (*Callithrix jacchus*) ocorre uma forte ligação entre o macho e a fêmea com altos índices de interação sócio-sexual durante a fase inicial da formação do par (Abbott *et al*., 1981). O estabelecimento dessa ligação caracteriza-se por um repertório comporta-mental no qual se incluem interações sociais e sexuais, tais como contato, aproximação, catação, marcação de cheiro, piloereção, tentativa de cópula e cópula.

As atividades comportamentais e as alterações hormonais relacionadas à reprodução de *C. jacchus* têm despertado o interesse de muitos pesquisadores. São comuns nesta área estudos sobre as alterações hormonais e comportamentais que ocorrem durante a gravidez e o pós-parto, bem como em contextos de disputa entre fêmeas. Entretanto, a

socioendocrinologia dos machos desta espécie é pouco estudada, embora se saiba que a ocorrência da gravidez nas fêmeas e a presença dos filhotes podem induzir alterações comportamentais ou hormonais, ou ambas, nos mesmos (Mota *et al*., 2006; Silva & Sousa, 1997; Sousa *et al*., 1997).

O período de gestação de *C. jacchus* é de 144 ± 2 dias (Hearn, 1983), sendo observadas modificações comportamentais e hormonais nas fêmeas durante esta fase do ciclo reprodutivo. Estudos sobre as alterações comportamentais apresentadas pelas fêmeas durante a gestação têm produzido resultados divergentes. Silva (1992) estudou a influência da gravidez nos comportamentos sócio-sexuais do par reprodutor e constatou que as fêmeas grávidas apresentaram uma maior duração do comportamento de catação no macho do que as fêmeas não grávidas. Entretanto, Mota (1992) demonstrou níveis de catação mais elevados dos machos nas fêmeas não grávidas. Com relação ao principal responsável pelas interações entre o par reprodutor, os dados novamente divergem. Enquanto Silva (1992) constatou que as fêmeas grávidas foram as principais responsáveis pela manutenção das interações entre o par reprodutor, Sousa *et al.* (1997) demonstraram que machos e fêmeas foram igualmente responsáveis pela iniciativa das interações entre o par em dois grupos onde ocorreu a gravidez.

As alterações hormonais na corrente sangüínea das fêmeas de *C. jacchus* durante a gravidez expressam um padrão que se caracteriza por um aumento rápido do hormônio luteinizante e da gonadotrofina coriônica (LH/CG) no início da gestação, seguindo-se um aumento gradual nas concentrações de estrógenos e progesterona (Hearn, 1983). O LH/CG circulante eleva-se a partir do 10º ao 15º dia, atingindo valores máximos entre a 3ª e 4ª quinzenas de gestação, quando se inicia uma diminuição que chega a níveis muito baixos, tais como <25ng/mL no momento do parto (Chambers & Hearn, 1979).

Os valores já elevados de progesterona verificados na fase luteal do ciclo (20-40 ng/mL) são mantidos durante as cinco ou seis primeiras quinzenas de gestação. Após a 6ª quinzena, os níveis de progesterona no sangue aumentam gradativamente até atingir níveis de 140-210 ng/mL o que ocorre em torno da 9ª quinzena. Após este período as concentrações da progesterona sangüínea declinam rapidamente durante a última semana de gravidez (20ª), chegando a valores mínimos abaixo de 0,4 ng/mL nos dias que antecedem ao parto (Torii *et al.,* 1989).

Durante as seis primeiras quinzenas de gravidez os níveis de estradiol no sangue das fêmeas do sagüi comum se mantêm praticamente

os mesmos da fase luteal do ciclo ovariano (0,5-4,0 ng/mL). Após este período verifica-se uma elevação contínua do estradiol no sangue, sendo que no final do período de gestação as concentrações deste hormônio atingem valores máximos que variam entre 74-165 ng/mL, o que representam níveis 40 a 80 vezes maiores do que os observados no início da gravidez. Estes níveis hormonais caem bruscamente nos dias que antecedem ao parto (Chambers & Hearn, 1979).

Embora os primatas da espécie *C. jacchus* constituam um excelente modelo para se estudar a fisiologia reprodutiva, a endocrinologia do macho dessa espécie é pouco conhecida. Os estudos nesta área são escassos e se referem principalmente às alterações nos níveis de prolactina (Dixson & George, 1982; Mota & Sousa, 2000; Ziegler, 2000). Além disso, o estabelecimento do quadro hormonal do macho relacionado ao ciclo reprodutivo assume papel relevante na medida em que pouco se conhece sobre as alterações comportamentais e hormonais de machos de sagüi comum durante a gravidez de sua parceira. Sabe-se que além das funções relacionadas à fisiologia reprodutiva, os hormônios sexuais modulam os comportamentos sócio-sexuais de primatas, contribuindo para a expressão de diferentes estratégias reprodutivas de machos e fêmeas. Neste trabalho, a sócio-endocrinologia de machos e fêmeas de *C. jacchus* foi estudada durante o período gestacional a fim de avaliar as interações entre os níveis hormonais e os comportamentos sócio-sexuais.

MATERIAL E MÉTODOS

Sujeitos e condições de manutenção

Foram estudados cinco casais recém-formados de *C. jacchus* criados em cativeiro no Núcleo de Primatologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte cujas fêmeas engravidaram. Todos os casais viviam em gaiolas localizadas na área externa do Núcleo sob condições naturais de temperatura, umidade e ciclo claro-escuro. A dieta oferecida aos animais consistiu de duas refeições diárias, sendo uma papa protéica pela manhã e frutas à tarde. As fêmeas receberam uma suplementação oral de ferro e complexo vitamínico após as coletas semanais de sangue.

Foram selecionados animais jovens (machos e fêmeas) em idade reprodutiva (acima de 15 meses), mas sem experiência reprodutiva prévia. Os animais foram retirados dos seus grupos familiares, acasalados

e colocados em gaiolas medindo 2 m de altura x 2 m de comprimento x 1 m de largura, enriquecidas com galhos de árvores, poleiros de madeira e caixa-ninho. As gaiolas ficavam situadas em uma área do núcleo que não permitia contato visual dos pares recém-formados com os seus familiares. Os animais permaneceram nestas gaiolas até o final dos experimentos. Após um período de adaptação do novo par, teve início o estudo que compreendeu todo o período de gestação das fêmeas. Para delimitação do período de gestação foi feita uma contagem retroativa a partir do parto, considerando-se uma duração média da gravidez de 144 ± 2 dias (Hearn, 1983). Durante este período foram realizadas três sessões semanais de observação comportamental e coletadas amostras de sangue e fezes dos animais para determinação dos níveis de esteróides.

A intercorrência da gravidez foi confirmada por palpação transabdominal (Phillips & Grist, 1975) e posteriormente confirmada pela dosagem de progesterona pelo ELISA. Todas as gestações foram a termo. Dados referentes aos casais estudados são mostrados na Tabela 1.

Tabela 1. Identidade, datas de nascimento, pareamento, concepção e parto e e tamanho da prole dos casais de *Callithrix jacchus* estudados.

Casal*	Nascimento	Pareamento	Concepção**	Parto	Filhotes
575 610	23/02/1997 02/01/1998	08/10/1999	24/11/1999	18/04/2000	1
581 652	17/03/1997 30/07/1998	17/11/1999	29/12/1999	18/05/2000	2
645 688	16/04/1998 08/02/1999	14/11/2000	23/11/2000	19/04/2001	2
795 588	03/01/2000 18/10/1997	08/08/2001	24/08/2001	13/01/2002	2
815 768	04/03/2000 27/02/2000	08/08/2001	23/08/2001	13/01/2002	3

* Os numerais ímpares que compõem cada casal se referem aos machos e os pares, às fêmeas; ** data estimada por contagem retroativa a partir do parto considerando-se uma duração média da gravidez de 20 semanas (aproximadamente 144 dias) e a elevação continuada da progesterona.

Registros comportamentais

As observações comportamentais foram realizadas três vezes por semana, em sessões de 30 minutos, sempre pela manhã no intervalo das 7:00 às 9:00. A coleta dos dados foi iniciada logo após a formação do par heterossexual e se manteve de forma contínua até o término da gravidez. Foi utilizado o método focal contínuo com registro simultâneo da atividade comportamental do macho e da fêmea (Martin & Bateson, 1993). Os comportamentos analisados incluem as categorias de catação social, marcação de cheiro anogenital e piloereção, conforme descritos em Stevenson & Poole (1976).

Dados hormonais

As determinações das concentrações de progesterona e cortisol plasmáticos nas amostras de sangue das fêmeas, assim como as dosagens de andrógenos, estradiol e cortisol fecais nos machos foram realizadas por métodos imunoenzimáticos (Munro & Stabenfeldt, 1984). As determinações hormonais nas fezes dos machos foram feitas segundo metodologia adaptada para fezes a partir do método utilizado para as amostras de sangue (Munro & Stabenfeldt, 1984; Sousa & Ziegler, 1998; Ziegler *et al.*, 1996).

Determinação dos esteróides nas fezes

Para determinação dos esteróides fecais nos machos pelo método imunoenzimático (ELISA) foram coletadas amostras de fezes, as quais foram submetidas previamente a um processo de extração constituído de duas etapas, hidrólise e solvólise. As fezes foram coletadas duas vezes por semana, no horário entre as 6:00 e 9:00 da manhã, logo após o final das sessões de observação comportamental. Foi fixado este horário para a coleta de fezes baseado no fato de que a progesterona fecal de C. *jacchus* apresenta variação circadiana, com níveis mais elevados pela manhã (Sousa & Ziegler, 1998). Somente fezes completamente identificadas pelo coletor foram coletadas. As fezes de cada animal foram colocadas em tubos de plástico com tampa, devidamente identificados, com número do animal, data e horário da coleta e imediatamente acondicionadas em freezer a -20ºC até as análises.

Determinação dos esteróides no sangue

O sangue das fêmeas foi colhido uma vez por semana logo após a sessão de observação comportamental e sempre no intervalo entre 7:00 e 9:00 da manhã. O sangue foi colhido por punção da veia femoral após contenção do animal em aparelho desenvolvido por Hearn (1983) e adaptado pelo laboratório do Núcleo de Primatologia da UFRN. As determinações das concentrações de progesterona e cortisol no plasma sanguíneo foram realizadas pelo método imunoenzimático, conforme descrito em Saltzman *et al*. (1994).

Análise estatística

Na análise dos dados foram utilizados testes estatísticos não-paramétricos uma vez que os dados obtidos neste estudo não apresentaram distribuição normal. Em todos os testes empregados foi considerando um nível de significância estatística $p \leq 0,05$.

Para avaliar as alterações nos níveis hormonais e nos comportamentos sócio-sexuais do par reprodutor ao longo das dez quinzenas de gravidez foi utilizado o Teste de Friedman (Xr^2). Nas situações onde o valor de Xr^2 foi significativo ($p<0,05$) foi empregado o Teste de Wilcoxon (T) para comparação dos resultados entre as quinzenas estudadas. Os dados hormonais analisados correspondem aos valores médios quinzenais dos esteróides (progesterona, estradiol e cortisol) nas fêmeas e (andrógenos, estradiol e cortisol) nos machos durante as dez quinzenas do período de gestação. Os valores dos comportamentos de marcação de cheiro e piloereção correspondem à média da freqüência na qual estes comportamentos foram exibidos pelos machos ou pelas fêmeas ao longo das dez quinzenas. O contato e a catação social foram medidos em termos de duração dos comportamentos apresentados em cada sessão de observação e transformados em médias quinzenais.

Foi aplicado o Teste de Mann-Whitney para comparar os dados comportamentais dos machos e das fêmeas do par reprodutor durante o período de gestação das fêmeas. O Teste de Correlação por Postos de Spearman (r_s) foi usado para a avaliação da existência de correlação entre os comportamentos sócio-sexuais exibidos pelo par reprodutor durante a gestação da fêmea (catação social, marcação de cheiro e piloereção) e os

níveis de progesterona e cortisol plasmáticos na fêmea e andrógenos, estradiol e cortisol nas fezes do macho.

RESULTADOS

Monitoramento hormonal do par reprodutor de *C. jacchus* durante o período gestacional

Os níveis médios de progesterona no plasma nas três últimas quinzenas de gravidez (73,81 ± 2,59 ng/ml) foram mais elevados do que os valores médios encontrados durante as demais semanas do período gestacional (35,36 ± 2,53 ng/ml) (teste de Wilcoxon, $p<0,05$). Os níveis de cortisol no plasma nas três últimas quinzenas de gravidez também foram mais elevados do que durante as seis primeiras quinzenas de gestação. Na 7ª quinzena os níveis de cortisol plasmáticos foram mais elevados apenas em relação à concentração dos hormônios na 5ª e 6ª quinzenas ($p<0,05$).

Por outro lado, os valores médios dos andrógenos, estradiol e cortisol nas fezes dos machos não apresentaram diferenças significativas durante as 10 quinzenas de gestação das suas parceiras. Os níveis médios de andrógenos durante as 10 quinzenas foram de 121,49 ± 37,39 ng/g, enquanto os de estradiol e cortisol foram, respectivamente, de 2,08 ± 1,66 μg/g e 45,18 ± 25,9 ng/g de fezes.

Comportamentos sócio-sexuais do par reprodutor durante o período gestacional

Os machos cataram mais suas parceiras do que foram catados por elas ($U=14,0$, $p<0,05$). No entanto, não foram observadas diferenças significativas na duração dos episódios de catação das fêmeas nos machos ao longo da gravidez ($Xr^2=13,45$, $p=0,143$), nem na duração da catação dos machos nas fêmeas ($Xr^2=13,23$, $p=0,150$) (Figura 1).

Machos e fêmeas realizaram marcação de cheiro com freqüências semelhantes ao longo do período de gestação ($U=45,50$, $p=0,73$). Não foram encontradas diferenças significativas na marcação pelas fêmeas ($Xr^2=9,62$, $p=0,38$) e pelos machos ($Xr^2=5,05$, $p=0,82$).

O comportamento de piloereção foi mais freqüente nas fêmeas do que nos machos ($U=22,0$, $p=0,03$) (Figura 2). Além disso, as fêmeas

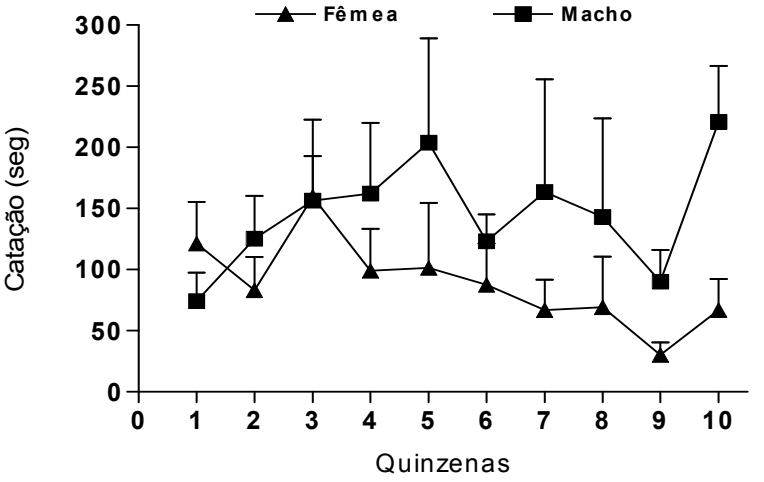


Figura 1. Valores médios quinzenais (+ EPM) de catação social das fêmeas e dos machos de *Callithrix jacchus* durante as dez quinzenas de gravidez das fêmeas (n=5).

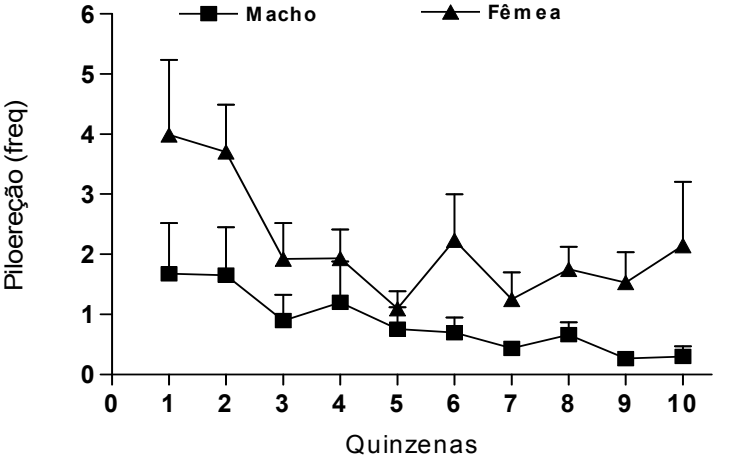


Figura 2. Valores médios quinzenais (+ EPM) de piloereção das fêmeas e dos machos de *Callithrix jacchus* durante as dez quinzenas de gravidez (n=5).

exibiram o comportamento de piloereção com maior freqüência no início do período de gestação (Xr^2=16,78, p=0,048), enquanto não foram constatadas diferenças ao longo das dez quinzenas estudadas para os machos (Xr^2=11,41, p=0,24).

Correlação entre os níveis hormonais e os comportamentos sócio-sexuais do par reprodutor

Fêmeas

O comportamento de catação social direcionado aos machos foi inversamente relacionado aos níveis plasmáticos de progesterona (r_s=-0,64, p=0,042, Figura 3). Os comportamentos de marcação de cheiro (r_s=-0,60, p=0,066) e piloereção (r_s=-0,40, p=0,244), por outro lado, não apresentaram correlação significativa com os níveis deste hormônio.

Da mesma forma, não foram encontradas correlações significativas entre os níveis de cortisol plasmático das fêmeas e os valores médios de catação social (r_s=-0,50, p=0,13), marcação de cheiro (r_s=-0,34, p=0,32) e piloereção (r_s=-0,09, p=0,80).

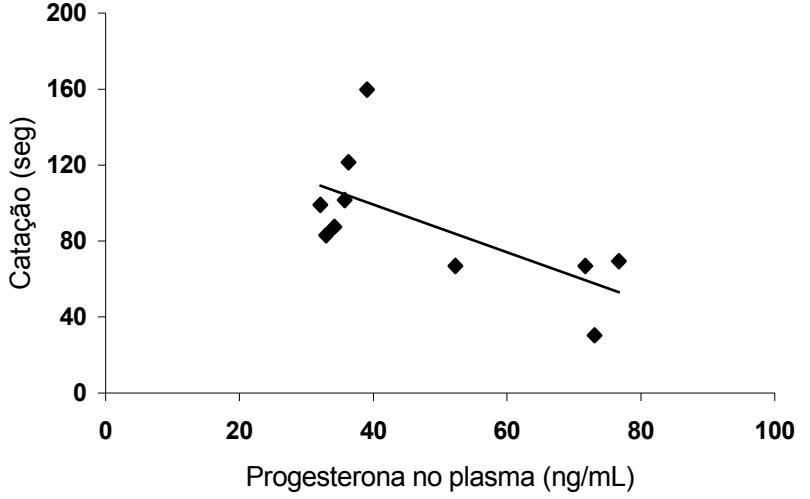


Figura 3. Correlação entre os níveis de progesterona no plasma e o comportamento de catação social das fêmeas durante as dez quinzenas de gravidez (n=5 fêmeas).

Machos

Os níveis hormonais nas fezes dos machos não mostraram correlação com os comportamentos de catação social (andrógenos: r_s=-0,49, p=0,142; estradiol: r_s=0,04, p=0,893; cortisol: r_s=-0,15, p=0,662), marcação de cheiro (andrógenos: r_s=-0,15, p=0,676; estradiol: r_s=-0,54, p=0,881; cortisol: r_s=-0,11, p=0,751) e piloereção (andrógenos: r_s=-0,003, p=0,933; estradiol: r_s=0,24, p=0,80; cortisol: r_s=0,30, p=0,384).

Na Tabela 2 é apresentado um resumo das alterações comportamentais e hormonais significativas para os machos e fêmeas.

Tabela 2. Sumário sobre a presença (+) ou ausência (-) de alterações hormonais e comportamentais estatisticamente significativas encontradas em machos e fêmeas reprodutores de *C. jacchus* durante as 10 quinzenas de gestação.

		Variável	Alteração
MACHOS	**Hormônio**	Andrógenos	-
		Cortisol	-
		Estradiol	-
	Comportamento	Piloereção	-
		Marcação de cheiro	-
		Catação na fêmea	-
FÊMEAS	**Hormônio**	Cortisol	+
		Progesterona	+
	Comportamento	Piloereção	+
		Marcação de cheiro	-
		Catação no macho	- (*)

(*) Correlação negativa entre a catação da fêmea no macho e os níveis de progesterona.

DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo mostram que a gravidez é um fenômeno que induz alterações hormonais e comportamentais significativas que se manifestam de maneira diferenciada entre machos e fêmeas de *C. jacchus*.

As concentrações de progesterona encontradas no plasma das fêmeas apresentaram um padrão de flutuação semelhante ao descrito na literatura para esta espécie (Chambers & Hearn, 1979; Hearn, 1983; Kholkute, 1984). Foram constatadas concentrações de progesterona acima dos 10 ng/ml no início da gravidez que indicam atividade mantida do corpo lúteo sugerindo gravidez, seguidas por uma elevação adicional significativa a partir da 6ª quinzena de gestação e que se manteve até a 10ª quinzena. Verificou-se, ainda, uma redução acentuada nos níveis circulantes desse hormônio antecipando o parto conforme já descrito para este primata por Hearn (1983). As elevações significativas encontradas para o cortisol nas três últimas quinzenas de gravidez devem estar relacionadas aos efeitos sobre o amadurecimento fetal conforme descrito para os primatas em geral (Knobil & Neil, 1988).

Os resultados obtidos neste estudo em relação aos registros da atividade comportamental não expressam um perfil de interações sócio-sexuais do par reprodutor que possa identificar com clareza a presença de gravidez na fêmea de sagüi comum. A catação social foi mais freqüentemente realizada pelo macho em relação à fêmea, de modo semelhante aos achados de Rothe (1975), Stevenson & Poole (1976) e Silva & Sousa (1997). Embora a catação social de machos e fêmeas não tenha variado ao longo das 10 quinzenas do estudo, foi encontrada uma correlação significativa entre a progesterona e a catação social, embora o cortisol tenha também se elevado significativamente ao final da gravidez. O significado destes achados sugere que, além das ações fisiológicas nos órgãos reprodutivos relacionadas às adaptações da gravidez, a progesterona desempenha um papel adicional na modulação da expressão da catação social. A relação entre progesterona e comportamento de fêmeas de *C. jacchus* já foi discutida também por Dixson & Lunn (1987), os quais sugeriram um papel modulador sobre o comportamento receptivo na fase pós-ovulatória.

No que se refere à marcação de cheiro, este é um comportamento do repertório dos calitriquíneos ao qual são atribuídas várias funções, entre elas a comunicação do estado reprodutivo das fêmeas (Ferris *et al*., 2004; Sousa *et al*., 1997; Ziegler *et al*., 1993) e a facilitação da identificação

dos indivíduos dentro do grupo social (Smith & Abbott, 1998). Os resultados aqui obtidos não mostraram variações significativas na freqüência da marcação de cheiro dos machos ou das fêmeas ao longo das 10 quinzenas do período de gestação. Contudo, como neste estudo a maioria das fêmeas engravidou nos primeiros dias após o pareamento, não foi possível analisar se ocorreu aumento da freqüência da marcação de cheiro das fêmeas após a concepção que possa indicar uma sinalização da concepção nesses pares.

A análise dos dados de piloereção revelou que as fêmeas emitiram este comportamento com maior freqüência durante o período de gestação do que os seus parceiros. A elevação dos níveis de piloereção nas primeiras quinzenas de gravidez, comparada ao período antes da concepção, já foi descrito por Sousa *et al*. (1997) em fêmeas de *C. jacchus*. Estes autores sugeriram que a intensificação deste comportamento poderia significar uma sinalização da concepção. A piloereção é um comportamento que se manifesta freqüentemente em contexto agonístico em machos e fêmeas de *C. jacchus* (Stevenson & Poole, 1976). Todavia, este comportamento parece também possuir um papel na sinalização da fêmea para o macho acerca da concepção, uma vez que no presente trabalho foi demonstrado que este se expressa de modo diferencial nas duas primeiras quinzenas de gravidez em relação às demais. Estes dados tomados em conjunto com as evidências de elevação da piloereção após a concepção (Sousa *et al*., 1997), sugerem que esta pista poderia servir para intensificar a ligação entre o par após a ocorrência de gravidez, como sugerido por Evans & Poole (1983).

No que se refere aos níveis médios de andrógenos nas fezes dos machos, estes foram semelhantes aos descritos por Castro & Sousa (2005) para animais adultos reprodutores de *C. jacchus* vivendo com suas parceiras grávidas. Os níveis de cortisol fecal encontrados para os machos também foram semelhantes àqueles descritos por Raminelli *et al*. (2001) para sagüis adultos pareados com fêmeas grávidas. Por outro lado, como os níveis basais de estradiol em machos ainda não estão descritos, não existem parâmetros de comparação para os resultados aqui encontrados.

A literatura também carece de dados sobre a influência dos níveis hormonais na expressão dos comportamentos sócio-sexuais do macho de *C. jacchus* durante o período de gestação das fêmeas. Portanto, como os valores de excreção nas fezes tanto dos andrógenos (Castro & Sousa, 2005) como de cortisol (Raminelli *et al*., 2001) são semelhantes àqueles determinados no sangue de machos juvenis e adultos, é possível

especular que estes hormônios não parecem estar envolvidos com a modulação dos comportamentos sócio-sexuais expressados durante a gravidez. Todavia, como não existem estudos disponíveis sobre esta relação para o estradiol, permanece em aberto a questão sobre o efeito deste hormônio, pois o material fecal nem sempre reflete o que se passa no sangue (Ziegler *et al*., 1996).

Em resumo, o estudo do perfil hormonal e comportamental de pares reprodutores de *C. jacchus* durante a gestação das fêmeas evidenciou que os níveis elevados de piloereção nas duas primeiras quinzenas de gravidez em relação às demais pode estar sinalizando a concepção para os machos reprodutores de *C. jacchus*. Adicionalmente, a associação entre os níveis mais elevados de catação social das fêmeas nos machos no início da gravidez, quando os níveis de progesterona ainda não atingiram seus valores mais elevados, sugere que a fêmea investe mais no macho no início da gravidez, provavelmente como forma de intensificar a ligação entre o par e, conseqüentemente, aumentar as chances de obtenção do sucesso reprodutivo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos funcionários do Núcleo de Primatologia, Antonio Barbosa da Silva, Geniberto Cláudio dos Santos e Ednólia Câmara Rodrigues e ao veterinário José Flávio Vidal Coutinho pelo apoio técnico. Agradecemos, ainda, a Patrícia Guilhermina da Silva Lédo e Maja Freire Veloso Barbosa pelas dosagens hormonais. Esse projeto foi desenvolvido com apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/CNPq (Proc. n^{os} 521186/96 e 470601/2003-1).

BIBLIOGRAFIA

Abbott, D.H., McNeilly, A.S., Lunn, S.F., Hulme, M.J. & Burden, F.J. (1981) Inhibition of ovarian function in subordinate female marmoset monkeys (*Callithrix jacchus jacchus*). *Journal of Reproduction and Fertility* 53:335-345.

Castro, C.D. & Sousa, M.B.C. (2005) Fecal androgen levels in common marmoset (*Callithrix jacchus*) males living in captive family groups. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research* 38:65-72.

Chambers, P.L. & Hearn, P.L. (1979) Peripheral plasma levels of progesterone, oestradiol-17β, oestrone, testosterone, androstenedione and chronic ganadotrophin during pregnancy in the marmoset monkey, C*allithrix jacchus*. *Journal of Reproduction and Fertility* 56:23-32.

Digby, L.J. (1994) Social organization and reproductive strategies in wild populations of common marmoset*, Callithrix jacchus*. PhD thesis, University of California, Davis.

Dixson, A.F. & George, L. (1982) Prolactin and parental behavior in male New World Primate. *Nature* 229:551-553.

Dixson, A.F. & Lunn, S.F. (1987) Post-partum changes in hormones and sexual behaviour in captive groups of marmosets (*Callithrix jacchus*). *Physiology and Behavior* 41:577-583.

Epple, G. (1977) Notes on the establishment and maintenance of the pair-bond in *Saguinus fuscicollis* In: *The Biology and Conservation of Callithrichidae* (D.G. Kleiman, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 231-237.

Evans, S. & Poole, T.B. (1983) Pair-bond formation and breeding success in the common marmoset (*Callithrix jacchus jacchus*). *International Journal of Primatology* 4:83-97.

Ferris, C.F., Snowdon, C.T., King, J.A., Sullivan, J.M., Ziegler, T.E., Olson, D.P., Schultz-Darken, N.J., Tannenbaum, P.L., Ludwig, R., Wu, Z.J., Einspanier, A., Vaughan, J.T. & Duong, T.Q. (2004) Activation of neural pathways associated with sexual arousal in non-human primates. *Journal of MagneticResonanceImaging* 19:168-175.

Hearn, J.P. (1978). The endocrinology of reproduction in the common marmoset, *Callithrix jacchus.* In: *The Biology and Conservation of the Callitrichidae* (D.G. Kleiman, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 163-171.

Hearn, J.P. (1983) The common marmoset (*Callithrix jacchus).* In: *Reproduction in New World Monkeys* (J.P. Hearn, ed.). MTP Press, Lancaster, pp. 181-215.

Kholkute, S.D. (1984) Plasma progesterone levels throughout of the ovarian cycle of the common marmoset (*Callithrix jacchus*). *Primates* 25:123-126.

Kleiman, D.G. (1978) Characteristics of reproduction and sociosexual interactions in pairs of lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) during

the reprodutive cycle. In: *The Biology and Conservation of the Callitrichidae*, (D.G. Kleyman, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 181-190.

Knobil, E. & Neil, J. (1988) Pregnancy. In: *The Physiology of Reproduction* (E. Knobil & J. Neil, eds.). Raven Press, New York, pp. 1763-1788.

Martin, P. & Bateson, P. (1993) *Meauring Behaviour: An Introductory Guide*. 2nd ed.**.** Cambridge University Press, Cambridge.

Mota, M.T. (1992) Estudo das interações afiliativas e sexuais em pares estabelecidos de sagüi comum, *Callithrix jacchus*: influência da ligação do par, da gravidez e do parto. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

Mota, M.T. & Sousa, M.B.C. (2000) Prolactin levels of fathers and helprs related to alloparental care in common marmosets, *Callithrix jacchus*. *Folia Primatologica* 71:22-26.

Mota, M.T.S, Franci, C.R. & Sousa, M.B.C. (2006) Hormonal changes related to paternal and alloparental care in common marmosets (*Callithrix jacchus*). *Hormones and Behavior* 49:293-302.

Munro, C. & Stabenfeldt, G. (1984) Development of a microtitle plate enzyme imunoassay for the determination of progesterone. *Journal of Endocrinology* 101:41-49.

Phillips, L.R. & Grist, S.M. (1975) The use of transabdominal palpation to determine the course of pregnancy in the marmoset (*Callithrix jacchus*). *Journal of Reproduction and Fertility* 43:103-108.

Raminelli, J.L.F., Sousa, M.B.C., Cunha, M.S. & Barbosa, M.F.V. (2001) Morning and afternoon patterns of fecal excretion of cortisol among reproductive and non-reproductive male and female common marmosets, *Callithrix jacchus*. *Biological Rhythm Research* 32:159-167.

Rothe, H. (1975) Some aspects of sexuality and reproduction in groups of captive marmosets (*Callithrix jacchus*). *Zeitschrift Fur Tierpsychoogie* 37:255-273.

Saltzman, W., Schultz-Darken, N.J., Sheffler, G., Wegner, F.H. & Abbott, D.H. (1994) Social and reproductive influences on plasma cortisol in female marmoset monkeys. *Physiology and Behavior* 56: 801-810.

Silva, H.P.A. & Sousa, M.B.C. (1997) The pair-bond formation and its role in the stimulation of reproductive function in female common marmosets, *Callithrix jacchus*. *International Journal of Primatology* 18:389- 400.

Silva, V.L. (1992) Comportamento sociosexual de *Callithrix jacchus* em casais recém-formados: influência da gravidez. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

Smith, T.E. & Abbott, D.H. (1998) Behavioral discrimination between circungenital odor from peri-ovulatory dominant and anovulatory female common marmosets (*Callithrix jacchus*). *American Journal of Primatology* 46:265-284.

Soini, P. (1987) Sociosexual behavior of free-ranging *Cebuella pygmaea* (Callithrichidae Platyrrhini) during postpartum estrus of its reproductive female. *American Journal of Primatology* 13:223-230.

Sousa, M.B.C., Silva, H.P.A., Albuquerque, A.C.S.R., Teixeira, I.C.D., Raulino, F.C.R. & Oliveira, A.L. (1997) Resposta reprodutiva de fêmeas de *Callithrix jacchus* a pareamentos sucessivos: repensando o mate "guarding" e o "pair bond". In: *A Primatologia no Brasil, vol. 6* (M.B.C. Sousa & A.A.L. Menezes, eds.). EDUFRN/SBPr, Natal, pp. 91-108.

Sousa, M.B.C. & Ziegler, T.E. (1998) Diurnal variation on the excretion patterns of fecal steroids in common marmoset (*Callithrix jacchus*) females. *American Journal of Primatology* 46:105-107.

Stevenson, M.F. & Poole, T.B. (1976) An ethogram of the common marmoset (*Callithrix jacchus jacchus*): general behavioural repertoire. *Animal Behaviour* 24:428-451.

Torii, R., Nigi, H., Koizumi, H. & Tanioka, Y. (1989) Serum chorionic gonadotropin, progesterone and estradiol-17β levels during pregnancy in the common marmoset *Callithrix jacchus*. *Primates* 30: 207-215.

Ziegler, T.E. (2000) Hormones associated with non-maternal infant care: a review of mammalian and avian studies. *Folia Primatologica* 71: 6-21.

Ziegler, T.E., Epple, G., Snowdon, C.T., Porter, T.A., Belcher, A.M. & Kuderling, I. (1993) Detection of the chemical signals of ovulation in the cotton-top tamarin, S*aguinus oedipus*. *Animal Behaviour* 45: 313-322.

Ziegler, T.E., Sheffler, G., Wittwer, D.J., Schultz-Darken, N.N., Snowdon, C.T. & Abbot, D.H. (1996) Metabolism of reprodutive steroids during the ovarian cycle in two species of callithrichids, *Saguinus oedipus* and *Callithrix jacchus,* and estimation of the ovulatory period from fecal steroids. *Biology of Reproduction* 54:91-99.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 495-509

Substituição de indivíduos reprodutores em um grupo de sagüi (*Callithrix jacchus*) em ambiente natural

Lidiane Noberto de Medeiros[1] & Carla Soraia Soares de Castro[2]

[1] Universidade Federal do Rio Grande do Norte
[2] Faculdade de Ciências, Cultura e Extensão do Rio Grande do Norte

RESUMO

Este estudo descreve as interações afiliativas, sexuais e agonísticas em um grupo de sagüi (*Callithrix jacchus*) no qual surgiram vagas reprodutivas. O estudo foi realizado no Parque Estadual Dunas do Natal (5°48'S, 35°12'O) em Natal/RN. De setembro de 2001 a janeiro de 2003 os indivíduos reprodu-tores foram observados duas vezes por semana. As interações afiliativas foram registradas pelo método de amostragem "animal focal" em sessões de 30 minutos, enquanto as interações sexuais e agonísticas foram registradas pelo método de "todas as ocorrências". O estudo foi dividido em três fases devido a mudanças demográficas e na composição do grupo. Na fase I (casal reprodutor: macho AR e fêmea AM; setembro de 2001 a julho de 2002) as interações afiliativas exibidas pelo macho reprodutor AR foram significativamente mais freqüentes que as exibidas pela fêmea reprodutora AM. Tais interações apresentaram

* Endereço para correspondência: Lidiane Noberto de Medeiros, Departamento de Biologia Celular e Genética, Campus Universitário, BR-101, Lagoa Nova, Natal, RN 59072-970, Brasil, Fone: +55-84-3211-9209, Fax: 32153346, Email: lidianenoberto@yahoo.com.br

picos nos períodos de estro da fêmea. Não foram encontradas diferenças significativas nas interações afiliativas nas fases II (casal reprodutor: macho ATY e fêmea AM; julho a novembro de 2002) e III (casal reprodutor: macho ATY e fêmea AG; novembro de 2002 a janeiro de 2003), porém observou-se uma tendência de aumento na freqüência de tais interações por parte das fêmeas AM e AG, sugerindo diferentes estratégias na formação e manutenção dos laços afiliativos (*pair-bond*). No casal formado por um longo período (fase I) a iniciativa de intensificar o laço afiliativo foi do macho, enquanto nos casais formados por períodos curtos (fases II e III) as iniciativas foram das fêmeas. As interações agonísticas foram mais freqüentes nos períodos nos quais as vagas reprodutivas estavam disponíveis, refletindo a competição entre residentes e imigrantes para ocupá-las. As interações sexuais se intensificaram nos períodos de estro das fêmeas.

Palavras-chave: Vaga reprodutiva, interações afiliativas, estro, laços afiliativos

ABSTRACT

In this study, we report affiliative, sexual and agonistic interactions in a free-ranging group of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in which there were changes in the composition of the breeding pair. The study group inhabited the Natal Dunes State Park (5°48'S, 35°12'W), Natal, State of Rio Grande do Norte, Brazil. The group's breeding pair was observed twice a week from September 2001 to January 2003. Affiliative interactions were recorded by the focal-animal sampling method in 30-minutes sessions. The "all occurrences" sampling method was used to record sexual interactions between the reproductive pair as well as same-sex and male-female agonistic interactions between residents and intruders. The study was divided into three phases due to demographic and group composition changes. During phase 1 (breeding pair: male AR and female AM; September 2001 to July 2002), the breeding male exhibited a significantly greater frequency of affiliative interactions than the breeding female, with peaks observed during the female's estrus periods. There were no significant differences in the frequency of affiliative interactions between phases II (breeding pair: male ATY and female AM; July to November 2002) and III (breeding pair: male ATY and female AG; November 2002 to January 2003).

There was a trend of increase in the frequency of affiliative interactions performed by adult females AM and AG towards the dominant male ATY, suggesting different strategies in pair-bond formation and maintenance. The male was the main responsible for reinforcing the pair bond in the long-lasting association (phase I), whereas females took the initiative in newly formed breeding pairs (phases II and III). Agonistic interactions were more frequent when there was an available breeding position in the group, likely reflecting the competition between residents and immigrants for occupying it. Sexual interactions were more common during estrus.

Key words: Reproductive vacancies, affiliative interactions, estrus, pair-bonding

INTRODUÇÃO

Dentre os vertebrados que formam famílias é comum o cuidado cooperativo, onde a prole mais velha permanece no grupo ajudando os pais a cuidarem dos seus irmãos mais jovens. Uma das hipóteses para explicar tal comportamento é que as oportunidades de dispersão e reprodução fora do grupo natal estão limitadas, ou são, temporariamente, inexistentes ou são qualitativamente pobres quando comparadas à situação de permanecer no grupo. Quando há mortes, desaparecimentos e/ou imigrações de indivíduos reprodutores, são criadas vagas reprodutivas dentro do grupo. Em geral, tais vagas são ocupadas por indivíduos extra-grupo ou por membros do grupo que não apresentam parentesco com um dos reprodutores que permaneceu no grupo, estando isento das restrições de incesto (Emlen, 1997). A chegada de um indivíduo extra-grupo que tenta ocupar a vaga reprodutiva aumenta as interações agonísticas inter-sexuais e intra-sexuais. Tais agressões visam expulsar o imigrante, refletindo a competição de indivíduos do grupo com o indivíduo intruso pela vaga reprodutiva (Zahavi, 1990).

São escassos os estudos que descrevem e discutem as interações afiliativas, sexuais e agonísticas durante o processo de preenchimento de vagas reprodutivas em primatas. Isto se justifica, uma vez que tal processo requer estudos de longo prazo, sendo de difícil registro em ambiente natural. Mesmo quando se tratam de espécies amplamente

estudadas, como é o caso do *Callithrix jacchus*, tais relatos são escassos. Esta espécie de primata vive em grupos formados por 3 a 15 indivíduos, dentre os quais um casal reprodutor e indivíduos não-reprodutores de diferentes faixas etárias, incluindo indivíduos sexualmente aptos a reproduzir que têm a sua reprodução inibida comportamental e fisiologicamente pelos dominantes que ocupam a posição reprodutiva (Abbott, 1984). Os membros do grupo podem ou não ter parentesco com os indivíduos reprodutores (Stevenson & Rylands, 1988). Tais grupos apresentam uma hierarquia reprodutiva de dominância, onde apenas um macho e uma fêmea reproduzem, caracterizando um sistema de acasalamento monogâmico, porém as fêmeas dominantes ameaçam e comprometem a reprodução das subordinadas mesmo em grupos caracterizados como poligínicos (Digby & Ferrari, 1994; Scanlon *et al*., 1988).

A fêmea reprodutora, em geral, pari gêmeos e tem um período de gestação de 148 ± 4 dias (Hearn & Lunn, 1975). Os gêmeos nascem pesando entre 22 e 28 g, apresentam um desenvolvimento rápido e um período de dependência curto (Yamamoto, 1993). Do 3° ao 10° dia após o parto a fêmea entra em estro, podendo engravidar novamente (Hearn & Lunn, 1975).

Nos grupos de *C. jacchus* os membros não-reprodutores cuidam da prole dos reprodutores, permanecendo no grupo mesmo após atingirem a idade reprodutiva (Stevenson & Rylands, 1988). As explicações para tal permanência além de se apoiarem na hipótese da escassez de oportunidades de dispersão e reprodução fora do grupo, também apontam para a experiência adquirida pelos ajudantes no cuidado à prole, aumentando as chances de sobrevivência da sua prole no momento em que surgirem oportunidades reprodutivas dentro ou fora do grupo de origem (Rothe & Darms, 1993).

As oportunidades reprodutivas dentro do grupo de origem só são possíveis com o surgimento de uma vaga reprodutiva. Tal vaga surge com a morte ou a emigração de um dos reprodutores. Além disso, o indivíduo que disputa a vaga reprodutiva não pode ter parentesco com um dos reprodutores que permaneceu no grupo, uma vez que há raros relatos de reprodução entre indivíduos aparentados na subfamília Callitrichinae, sugerindo o impedimento do incesto (Abbott, 1984).

Considerando que a reprodução em *C. jacchus* está restrita a poucos indivíduos (um macho e uma fêmea em grupos monogâmicos e um macho e duas fêmeas em grupos poligínicos) e que há indivíduos aptos a reproduzir dentro do grupo, bem como indivíduos extra-grupo que

buscam oportunidades reprodutivas, questiona-se como o surgimento de vagas reprodutivas afetariam a dinâmica intra-grupal nesta espécie. Neste sentido, este trabalho descreve as interações afiliativas, sexuais e agonísticas após as mortes e/ou emigrações dos indivíduos reprodutores em um grupo de sagüi e discute as estratégias dos indivíduos que ocuparam as vagas reprodutivas.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Parque Estadual Dunas do Natal, primeira unidade de conservação implantada no Estado do Rio Grande do Norte (Decreto nº 7237 de 22 de novembro de 1977), situada na capital do Estado, Natal (5°48'S, 35°12'O). O Parque apresenta uma área total de 1172 ha, sendo 7 ha correspondentes à área de uso público denominada de "Bosque dos Namorados". Tal área está dividida em setores de uso público, manejo ambiental, manutenção e fiscalização. Os 1165 ha restantes correspondem à área de floresta contendo representantes dos ecossistemas litorâneo, de tabuleiro e Floresta Atlântica, localizados sobre dunas, sendo este último predominante na área. *Callithrix jacchus* é a única espécie de primata encontrada na área.

As observações de um grupo de sagüi composto por 4 a 9 indivíduos ocorreram de setembro de 2001 a janeiro de 2003, duas vezes por semana, das 8:00 às 17:30, como parte de um projeto que investigou o papel de *C. jacchus* na dispersão de sementes. Foram registradas as interações afiliativas dos indivíduos reprodutores, usando o método de observação "animal focal" (Altmann, 1974) em sessões de 30 minutos. Já as interações sexuais entre machos e fêmeas reprodutores e as interações agonísticas entre residentes e indivíduos extra-grupo foram registradas pelo método de "todas as ocorrências" (Altmann, 1974).

Foram determinados o sexo e a idade dos componentes do grupo por meio de captura. Os indivíduos foram submetidos a medidas biométricas e marcados com colares de contas coloridas e/ou pinturas em diferentes partes do corpo para identificação. Para definição da idade foi adotada a classificação de Yamamoto (1993), pela qual foram considerados adultos (AD) os indivíduos acima de 15 meses e peso entre 300 e 450 g, infantes (INF) os indivíduos de 0 a 5 meses e peso entre 22 e 38 g, juvenis (JV) os indivíduos de 6 a 10 meses e com 75 a 77% do peso de um adulto e subadultos (SB) os indivíduos de 11 a 15 meses com 82% do peso de um adulto.

Em função das mudanças demográficas e da composição do grupo, este estudo foi dividido em três fases. Tais fases têm como referência os períodos em que ocorreram a substituição dos indivíduos reprodutores e a formação de novos pares sexuais:

Fase I (setembro de 2001 a julho de 2002) - o grupo estava composto por nove animais (AL, AB e AD - fêmeas adultas, AM - fêmea adulta reprodutora, AR - macho adulto reprodutor, ADF - macho juvenil, ANT - fêmea juvenil, AND e ATA - macho e fêmea infantes, respectivamente);

Fase II (julho a novembro de 2002) – o par reprodutor estava formado pelo macho ATY, que imigrou para o grupo após a emigração do macho AR, e a fêmea AM. Nesta fase, o grupo estava composto por sete animais (AD e AM - fêmeas adultas, ATY - macho adulto, ADF - macho subadulto, ANT - fêmea subadulta, AND - macho juvenil e ATA - fêmea juvenil);

Fase III (novembro de 2002 a janeiro de 2003) – o grupo estava composto por cinco animais (AD e AG - fêmeas adultas, ATY - macho adulto, AND - macho juvenil e ATA - fêmea juvenil), sendo ATY e AG (que imigrou para o grupo após a morte da fêmea AM) o novo casal reprodutor.

As interações afiliativas incluíram os comportamentos de (a) contato físico (CF) - quando um dos animais reprodutores permanecia parado em contato físico com alguma parte do corpo de outro(s) indivíduo(s) do grupo, (b) proximidade (PX) - quando um dos animais reprodutores permanecia próximo de outro(s) indivíduo(s) do grupo a uma distância máxima de 1 m, (c) fazer catação (FC) - quando um dos animais reprodutores catava um outro indivíduo do grupo atendendo a um convite ou espontaneamente e (d) receber catação (RC) - quando um dos animais reprodutores era catado por outro(s) indivíduo(s) do grupo atendendo a uma solicitação ou espontaneamente.

Na categoria das interações agonísticas foram consideradas (a) agressão intra-sexual, na qual a agressão ocorria entre indivíduos do mesmo sexo, (b) agressão inter-sexual quando a agressão ocorria entre indivíduos de sexos opostos, (c) piloeração - quando o animal apresentava os pêlos do corpo arrepiados, (d) andar com dorso arqueado - quando o animal apresentava a região dorsal do corpo encurvada (ocorria, geralmente, junto com a piloereção) e (e) exibição de genitália - quando o animal levantava a cauda e mostrava a genitália para o opositor.

Na categoria das interações sexuais foram incluídos os comportamentos de (a) tentativa de cópula (TC) - quando o macho subia na fêmea pelo dorso, mas sem exibir movimentos pélvicos, (b) cópula (CO) - quando o macho subia na fêmea pelo dorso e exibia movimentos pélvicos de forma rápida e rítmica e (c) fazer a guarda (FG) - quando o macho seguia a fêmea, mantendo-se próximo em contato físico e visual.

Como as freqüências dos comportamentos foram obtidas com um número diferente de registros para cada mês de observação, foi calculada a percentagem de execução de cada comportamento em cada mês. Os dados relativos às interações afiliativas, sexuais e agonísticas foram analisados considerando-se as fases correspondentes à substituição dos indivíduos reprodutores. Para isto, foram utilizados testes estatísticos não-paramétricos (Siegel, 1977).

Foi utilizado o teste de Friedman para identificar quais comportamentos foram mais freqüentes dentro de uma fase e para cada animal em específico. Assim, foi testada a hipótese de que algum comportamento foi mais praticado em relação aos demais. Nos casos onde foi rejeitada a hipótese de igualdade foi utilizado o teste de Wilcoxon para comparar os diversos comportamentos aos pares. A justificativa para utilização destes testes se dá pelo fato dos comportamentos serem relacionados, ou seja, a unidade observada (sagüi) poder praticar mais de um comportamento ao longo da sessão de observação. Foram adotados testes bilaterais com nível de significância de 5%. Os comportamentos agressivos e sexuais só puderam ser analisados descritivamente devido ao reduzido número de registros obtidos. Foi calculada a freqüência percentual dos comportamentos agressivos (inter-sexual e intra-sexual) a partir da freqüência absoluta no mês, bem como a freqüência absoluta para cada comportamento sexual nas fases I, II e III.

RESULTADOS

Mudanças demográficas

Ocorreram mudanças na estrutura social do grupo com imigrações, emigrações e mortes de indivíduos reprodutores e não-reprodutores. Na fase I ocorreu o nascimento de ADF e ANT (outubro de 2001) e de AND e ATA (abril de 2002), proles do casal reprodutor AR e AM. Durante esse período houve a emigração da fêmea adulta AB em fevereiro de

2002 e do macho reprodutor AR e da fêmea adulta AL, ambos em julho de 2002. Com a saída do macho reprodutor AR surgiu uma vaga reprodutiva. Tal vaga foi ocupada por um macho extra-grupo (ATY) que se uniu à fêmea reprodutora AM em julho de 2002 (Tabela 1).

Na fase II ocorreu a emigração de dois animais irmãos, subadultos, a fêmea ANT e o macho ADF, em setembro e novembro de 2002, respectivamente. Em outubro de 2002, ocorreu a morte da fêmea reprodutora AM, surgindo uma nova vaga reprodutiva. Neste período foi registrada a imigração de uma fêmea adulta (AG) que competiu pela vaga reprodutiva com a fêmea adulta AD que estava no grupo desde a fase I. A fêmea AG preencheu a vaga reprodutiva em novembro de 2002. Neste mesmo mês, a fêmea AD emigrou do grupo, sendo avistada alguns dias mais tarde na companhia de indivíduos não marcados que pertenciam a um grupo vizinho (Tabela 1).

Na fase III, ocorreu o nascimento da prole do novo par reprodutor (ATY e AG). Tal nascimento ocorreu em abril de 2003, após o término da coleta dos dados (Tabela 1).

Tabela 1. Mudanças na composição do grupo de *Callithrix jacchus*.

Fase	Mudanças na composição do grupo
I (setembro de 2001 a junho de 2002) fêmea AM e macho AR	Nascimentos da 1ª e 2ª proles do casal reprodutor (AM e AR) Emigração das fêmeas adultas AB e AL e do macho reprodutor AR
II (julho a novembro de 2002) fêmea AM e macho ATY	Imigração do macho ATY, ocupando a vaga reprodutiva Emigração da fêmea sub-adulta ANT e do macho sub-adulto ADF Morte da fêmea reprodutora AM.
III (novembro de 2002 a janeiro de 2003) fêmea AG e macho ATY	Imigração da fêmea AG, ocupando a vaga reprodutiva Emigração da fêmea adulta AD

Interações afiliativas

Ao comparar as porcentagens mensais dos comportamentos afiliativos para o macho e a fêmea dentro de cada fase foram encontradas diferenças significativas entre os comportamentos de fazer catação e contato físico praticados pelo macho AR na fase I ($X^2(3,10)=20,072$, p=0,0002). Como foram detectadas diferenças significativas entre os comportamentos, estes foram comparados aos pares através do teste de Wilcoxon. Nas figuras 2 e 3 observa-se que o macho AR fez mais catação e contato físico na fêmea AM, apresentando picos destes comportamentos em outubro de 2001, período em que nasceu a primeira prole do casal (ADF e ANT) e em junho de 2002, dois meses após o nascimento da segunda prole (AND e ATA). Nas fases II (macho ATY e fêmea AM) e III (macho ATY e fêmea AG) não foram encontradas diferenças significativas na freqüência das interações afiliativas, porém houve uma tendência, observada pela análise descritiva dos dados, que aponta para freqüências percentuais mais elevadas nos comportamento de fazer catação, proximidade e contato físico por parte da fêmea AM na fase II e proximidade por parte da fêmea AG na fase III.

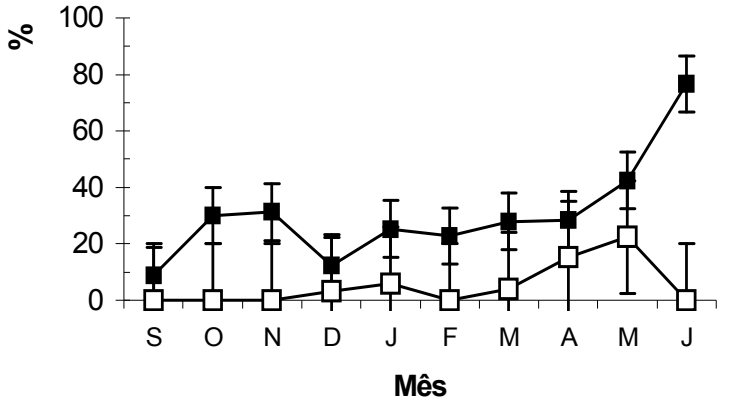


Figura 2. Porcentagem mensal do comportamento de fazer catação na fase I (■=macho AR, □=fêmea AM).

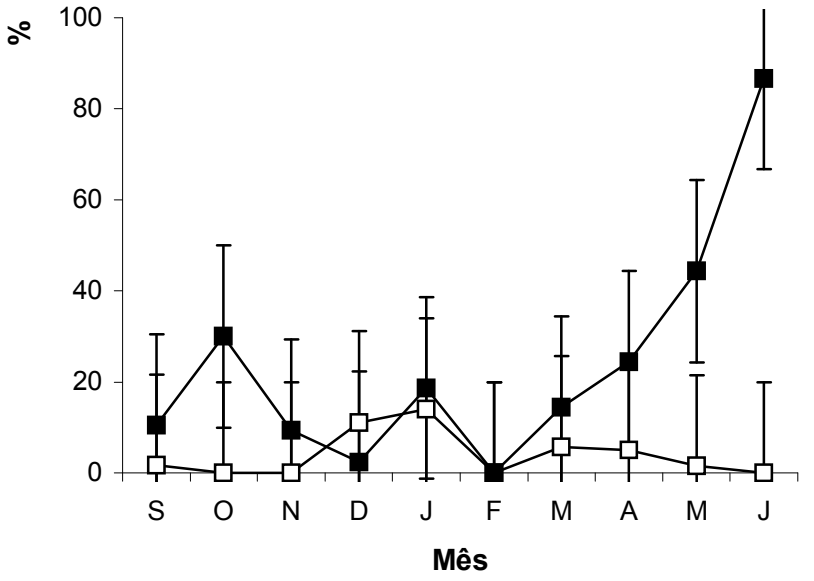


Figura 3. Porcentagem mensal do comportamento de contato físico na fase I (■=macho AR, □=fêmea AM).

Interações agonísticas e sexuais

Foram obtidos poucos registros das interações agonísticas e sexuais, o que tornou inviável a sua comparação com as interações afiliativas. Na fase I ocorreram registros de interações agonísticas apenas no mês de julho de 2002, sendo na sua maioria de agressão intra-sexual (92%, n=11) (Tabela 2). O período de tal registro coincidiu com a emigração do macho AR e a imigração do macho ATY para o grupo, caracterizando o conflito pela posição reprodutiva. Nesta fase, o comportamento de tentativa de cópula foi registrado nos meses de novembro de 2001 (67%) e março de 2002 (33%). Já o comportamento de fazer a guarda foi registrado nos meses de janeiro (50%) e julho de 2002 (50%) (Tabela 2).

Na fase II apenas no mês de outubro de 2002 houve registro de interações agonísticas. Semelhante à fase I, a maioria dos

comportamentos registrados foi de agressão intra-sexual (67%) (Tabela 2). Tais interações coincidiram com o período em que a fêmea AM morreu e a fêmea AG disputava a posição reprodutiva com AD, ocupando tal posto em novembro de 2002. Ao longo do período referente à fase II foram obtidos registros do comportamento de fazer a guarda nos meses de agosto (25%), setembro (25%) e outubro (50%) (Tabela 2). Tais registros evidenciaram a defesa da fêmea AM pelo novo macho reprodutor (ATY) contra possíveis competidores reprodutivos.

Na fase III os registros de interações agonísticas se concentraram em dezembro de 2002, sendo a maioria de agressão intra-sexual (67%) (Tabela 2). Os níveis elevados de agressão por parte dos indivíduos reprodutores são interpretados como uma forma de se manterem na posição reprodutiva, uma vez que a fêmea AG e o macho ATY formavam o novo par sexual. Nessa fase também foram obtidos registros do comportamento de fazer a guarda (em dezembro de 2002 com 100% dos registros), sugerindo que tal comportamento está relacionado com a defesa da fêmea AG (Tabela 2). Tal explicação é reforçada pelo fato da fêmea ter dado à luz em abril de 2003. Assim, ela já deveria estar sexualmente receptiva em dezembro, cabendo ao macho através do comportamento de fazer guarda, garantir a exclusividade de acesso a ela. Em todas as fases não foram obtidos registros de cópula, provavelmente pela dificuldade de se observar tal comportamento em ambiente natural.

DISCUSSÃO

Os picos de fazer catação e contato físico (fase I) e os registros de fazer a guarda (fase III) observados neste estudo coincidiram com o período de estro da fêmea. Tais dados reforçam a idéia proposta por Kendrick & Dixson (1983) de que o macho de *C. jacchus* detecta a gravidez em períodos precoces de sua ocorrência pelas pistas feromonais. Isto foi demonstrado por Ziegler *et al.* (1993) para *Saguinus oedipus* e por Barreto (1996) para *C. jacchus*.

Os dados também evidenciaram que no casal que se manteve na posição reprodutiva por um período longo (fase I - macho AR e fêmea AM), a iniciativa de manutenção do laço afiliativo partiu do macho, demonstrada no aumento da freqüência das interações afiliativas de AR com AM. Nos casais em que a vaga reprodutiva havia sido preenchida por um indivíduo extra-grupo, estando o casal formado há pouco tempo

Tabela 2. Distribuição mensal das interações sexuais e agonísticas no grupo de *Callithrix jacchus*.

Fase	Mês	Sexuais (%)			Agonísticas (%)	
		TC	CO	FG	Intra-sexual	Inter-sexual
I	setembro/2001	0	0	0	0	0
	outubro/2001	0	0	0	0	0
	novembro/2001	67	0	0	0	0
	dezembro/2001	0	0	0	0	0
	janeiro/2002	0	0	50	0	0
	fevereiro/2002	0	0	0	0	0
	março/2002	33	0	0	0	0
	abril/2002	0	0	0	0	0
	maio/2002	0	0	0	0	0
	junho/2002	0	0	50	92	8
II	julho/2002	0	0	0	0	0
	agosto/2002	0	0	25	0	0
	setembro/2002	0	0	25	0	0
	outubro/2002	0	0	50	67	33
	novembro/2002	0	0	0	0	0
III	dezembro/2002	0	0	100	67	33
	janeiro/2003	0	0	0	0	0

TC=tentativa de cópula, CO=cópula, FG=fazendo a guarda

(fase II - macho ATY e fêmea AM e fase III - macho ATY e fêmea AG), as iniciativas para o estabelecimento dos laços afiliativos partiram das fêmeas. Isto foi evidenciado pela tendência de aumento na freqüência dos comportamentos de fazer catação, proximidade e contato físico exibidos por AM, bem como pela tendência de aumento da freqüência do comportamento de proximidade por AG. Tal fêmea deu à luz gêmeos em abril de 2003, demonstrando o sucesso reprodutivo a curto prazo. Tais dados corroboram o registrado em casais de *C. jacchus* mantidos em cativeiro e submetidos a testes de pareamento, onde as iniciativas de

aproximação partiram das fêmeas, apresentando sucesso reprodutivo a curto prazo (Silva & Sousa, 1997).

Fazer catação e contato físico foram os comportamentos mais freqüentemente exibidos na fase I (pelo macho AR), bem como fazer a guarda nas fases I, II e III (macho AR na fase I e macho ATY nas fases II e III). Isto evidencia o estabelecimento e o fortalecimento dos laços afiliativos em novos pares, conforme sugerido por Epple (1977) para grupos de *Saguinus fuscicollis*.

As interações agonísticas aumentaram ao final de cada fase, quando a vaga reprodutiva estava disponível. Segundo Emlen (1995, 1997) esses conflitos são importantes na dinâmica familiar de um grupo onde o sistema social é caracterizado por cooperação no desenvolvimento da prole, como ocorre em *C. jacchus*.

No momento em que as oportunidades de reprodução são favoráveis dentro do grupo, ocorre competição entre os indivíduos não-reprodutores pelo preenchimento da vaga reprodutiva. Dessa forma, a chegada de um indivíduo extra-grupo eleva os conflitos intra-sexuais (Emlen 1997). O presente estudo mostra que no período em que a vaga reprodutiva estava disponível foi registrado o comportamento de agressão intra-sexual. Na fase III, as fêmeas AG (fêmea extra-grupo) e AD (fêmea que estava no grupo desde o início do estudo) disputaram a vaga reprodutiva, sendo esta preenchida pela fêmea imigrante AG, a qual formou um novo par reprodutor com o macho ATY.

Tais dados demonstram que *C. jacchus* se encaixa no modelo proposto por Emlen (1997), no que se refere às mudanças na dinâmica intra-grupo ocasionadas pelo surgimento de vagas reprodutivas. Este trabalho também reforça os dados de cativeiro quanto ao estabelecimento dos laços afiliativos em pares reprodutivos, bem como fornece evidência de que as fêmeas iniciam o estabelecimento de tais laços em pares recém-formados.

Além disso, sugere a presença do tabu do incesto em *C. jacchus*, uma vez que as vagas reprodutivas foram preenchidas por indivíduos extra-grupo. Como apenas o parentesco dos indivíduos que nasceram durante o período do estudo era conhecido, um estudo genético que determine o grau de parentesco entre os indivíduos adultos extra-grupo candidatos ao preenchimento das vagas reprodutivas e o adulto reprodutor de sexo oposto que permaneceu no grupo seria necessário para testar esta hipótese.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à administração do Parque Estadual Dunas do Natal pela permissão para realização do estudo na referida unidade de conservação e pela colaboração ao longo da coleta de dados e ao CNPq pelo apoio financeiro (Edital Universal 2001, proc. nº 47020/01-5). Ao revisor *ad-hoc* pelas sugestões e ao Dr. Júlio César Bicca-Marques pelos questionamentos que nos fizeram rever o texto e melhorá-lo.

BIBLIOGRAFIA

Abbott, D.H. (1984) Behavioral and physiological suppression of fertility in subordinate marmoset monkeys. *American Journal of Primatology* 6:169-186.

Altmann, J. (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227-267.

Barreto, C.E. (1996) Comportamento de fêmeas reprodutivas em grupos poligínicos de *Callithrix jacchus* (Primates: Callitrichidae) no ambiente natural: perfil das interações afilativas, agonísticas e da marcação de cheiro. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

Digby, L.J. & Ferrari, S.F. (1994) Multiple breeding females in free-ranging groups of *Callithrix jacchus*. *International Journal of Primatology* 15:389-397.

Emlen, S.T. (1995) An evolutionary theory of the family. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 92:8092-8099.

Emlen, S.T. (1997) Evolution of cooperative breeding in birds and mammals. In*: Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach* (J.R. Krebs & N.B. Davies, eds). Blackwell Press, Oxford, pp.228-253.

Epple, G. (1977) Notes on the establishment and maintenance of the pair bond in *Saguinus fuscicollis*. In*: The Biology and Conservation of the Callithrichidae* (D.G. Kleiman, ed). Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 231-237.

Hearn, J.P. & Lunn, S.F. (1975) The reproductive biology of the marmoset monkey, *Callithrix jacchus*. In*: Breeding Simians for Developmental Biology, Laboratory Animal Handbook* (F.T. Perkins & N.O. Donoghue, eds.). Laboratory Animals, London, pp.191-202.

Kendrick, K.M. & Dixson, A.F. (1983) The effect of the ovarian cycle on the behaviour of common marmoset *(Callithrix jacchus)*. *Physiology and Behaviour* 30:735-742.

Rothe, H. & Darms, K. (1993) The social organization of marmosets: a critical evaluation of recent concepts. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 176-199.

Scanlon, C.E., Chalmers, N.R. & Monteiro da Cruz, M.A.O. (1988) Changes in the size, composition and reproductive condition of wild marmoset groups (*Callithrix jacchus jacchus*) in northeast Brazil. *Primates* 29:295-305.

Siegel, S. (1977) *Estatística Não-Paramétrica: para as Ciências do Comportamento*. McGraw-Hill, São Paulo.

Silva, H.P.A. & Sousa, M.B.C. (1997) The pair-bond formation and its role in the stimulation of reproductive function in female common marmosets (*Callithrix jacchus*). *International Journal of Primatology* 18:387-400.

Stevenson, M.F. & Rylands, A.B. (1988) The marmosets genus *Callithrix*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, vol. 2* (R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca, eds.). World Wildlife Fund, Washington, D.C., pp.131-222.

Yamamoto, M.E. (1993) From dependence to sexual maturity: the behavioral ontogeny of Callitrichidae. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 235-254.

Zahavi, A. (1990) *Arabian Babblers: The Quest for Social Status in a Cooperative Breeder*. Cambridge University Press, Cambridge.

Ziegler, T.E., Epple, G., Snowdon, C.T., Porter, T.A., Belcher, A.M. & Kuderling, I. (1993) Detection of the chemical signals of ovulation in the cotton-top tamarin, *Saguinus oedipus*. *Animal Behaviour* 45:313-322.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 511-519

Perfil reprodutivo de *Callithrix penicillata* em cativeiro

Glauber Thiago M. Barino, Rafael M. Pinto,
Martha O. Guerra, Vera M. Peters & Dimas A. C. Araújo

Universidade Federal de Juiz de Fora

RESUMO

O mico-estrela, *Callithrix penicillata*, constitui um importante modelo animal para estudos da biologia humana. Para sua criação em cativeiro se faz necessário conhecer o seu comportamento reprodutivo, o qual pode ser afetado pelas condições do ambiente em que é mantido. No presente trabalho são apresentados dados referentes à reprodução da espécie ao longo de 10 anos (1994-2004) na colônia do Centro de Biologia da Reprodução da Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG. Um total de 287 filhotes (54% machos, 46% fêmeas) distribuídos em 153 partos foram observados. Gêmeos nasceram em 64% dos partos, filhotes únicos em 24% e trigêmeos em 12%. Os partos apresentaram uma distribuição bimodal com picos em janeiro-março e agosto-outubro e uma menor freqüência de nascimentos no outono.

Palavras-chave: mico-estrela, sazonalidade, pico de nascimentos, gêmeos, filho único, trigêmeos

* Endereço para correspondência: Glauber Thiago Martins Barino, Centro de Biologia da Reprodução, Universidade Federal de Juiz de Fora, Martelos, Juiz de Fora, MG 36001-970, Brasil, Fone: +55-32-21023251, Fax: 21023255, Email: glauberbarino@yahoo.com.br

ABSTRACT

The black tufted-ear marmoset, *Callithrix penicillata*, is an important research model in the study of human biology. The maintenance of a captive colony requires knowledge on the species's reproductive behavior, which may be affected by the environmental conditions. In this study we present data on the reproduction of this species at the colony of the Reproductive Biology Center of the Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, State of Minas Gerais, Brazil, over a period of 10 years (1994-2004). A total of 287 infants (54% males, 46% females) were born from 153 pregnancies. Most pregnancies resulted in the birth of twins (64%), followed by singletons (24%) and tripletons (12%). Births presented a bimodal distribution with peaks in January-March and August-October and a lower frequency during the Fall.

Key words: black tufted-ear marmoset, seasonality, birth peak, twins, singletons, tripletons

INTRODUÇÃO

O mico-estrela, *Callithrix penicillata*, pertence à subfamília Callitrichinae e é a espécie que apresenta a maior área de distribuição dentre os representantes do gênero. Ocorre nos Estados de Goiás, Minas Gerais, oeste da Bahia, Maranhão e São Paulo, onde ocupa matas com tipologias variadas (Chagas *et al*., 1999).

Os calitriquíneos são amplamente utilizados como modelos experimentais em pesquisas em diferentes áreas, pois possuem vantagens que facilitam sua manutenção e reprodução em cativeiro, tais como o pequeno porte (cerca de 20 cm de altura), peso em torno de 250 g, gestação entre 130 e 150 dias, média de quatro filhotes ao ano e inexistência de característica em seu repertório comportamental que se mostre afetada pela ação antrópica (Carvalho *et al*., 1991; Cirne *et al*., 1985; Silva & Monteiro da Cruz, 1993; Vilela & Faria, 2004). Em muitos primatas o acasalamento ocorre de forma sazonal e se encontra associado a fatores ambientais, tais como o fotoperíodo, a temperatura, a umidade e a disponibilidade de alimento. Os macacos rhesus (*Macaca mulatta*), de acordo com esse fenômeno, apresentam época de monta nos meses mais

frios do ano - estações de inverno e outono (Andrade, 2002). Micos-estrela estudados em ambiente natural também demonstraram sazonalidade na reprodução, com dois partos ao ano que coincidem com a estação chuvosa (agosto a outubro e janeiro a fevereiro); no cerradão e cerrado denso do Planalto Central foram observados nascimentos no mês de setembro (Miranda & Faria, 2001; Vilela & Faria, 2004).

Quando esses primatas são estudados em cativeiro, seu comportamento reprodutivo varia de acordo com as características do ambiente em que está inserido. *Callithrix jacchus* mantido em alojamento com macroambiente totalmente controlado não apresentou sazonalidade na reprodução (Tanioka & Izawa, 1981). Para *C. penicillata* mantido em alojamento há carência de informações na literatura acerca da sazonalidade na reprodução.

Para testar a hipótese de que o perfil reprodutivo (distribuição temporal de partos e nascimentos, número de crias por parto e proporção sexual no nascimento) pode ser influenciado por interferentes ambientais do alojamento, esse trabalho analisa os registros de nascimentos de uma colônia de micos-estrela mantida em cativeiro com fatores ambientais parcialmente controlados ao longo de 10 anos. Assim, espera-se contribuir para o entendimento de quais e como os fatores ambientais influenciam na reprodução da espécie e elaborar estratégias que possibilitem uma maximização de sua reprodução em cativeiro.

MATERIAL E MÉTODOS

Os espécimes de *C. penicillata* da colônia do Biotério do Centro de Biologia da Reprodução da Universidade Federal de Juiz de Fora/MG (CBR-UFJF) são mantidos em gaiolas de alumínio com 150 cm x 80 cm x 50 cm, considerado o tamanho ideal para sua criação segundo Grossblatt (2003). As gaiolas são providas de bastão de madeira para realização de exercícios e de uma caixa-ninho (compartimento de madeira onde os animais repousam). Cada gaiola abriga um par reprodutivo e os filhotes da última geração. Após novo parto, os filhos da geração anterior são retirados para formação de novo grupo social. As gaiolas são mantidas em uma sala com luminosidade parcialmente controlada através de basculantes e de lâmpadas incandescentes com fotoperíodo de 12 h (período de luz: 6:00-18:00). A temperatura é controlada por ventilação natural no verão e por aquecedores de

ambiente no inverno, sendo mantida ao redor de 24ºC, valor médio indicado para a criação da espécie (Grossblatt, 2003).

Os animais são alimentados três vezes ao dia (9:00, 12:00 e 16:00) com uma dieta composta por ração peletizada (15-20g/dia/animal), banana, ovos, legumes alternados, farinha láctea e leite.

Através de consulta aos livros de registros da colônia no período de janeiro de 1994 a março de 2004, foram analisadas as seguintes variáveis: (a) número de partos por mês, (b) número de partos por estação (verão=22 de dezembro a 20 de março, outono=21 de março a 20 de junho, inverno=21 de junho a 22 de setembro e primavera=22 de setembro a 21 de dezembro), (c) freqüência de nascimentos por ano, (d) número de filhotes por parto e (e) proporção sexual no nascimento. Os dados foram analisados pelo teste da proporção (Vieira, 2004) com nível de significância $p \leq 0,05$.

RESULTADOS

Um total de 287 nascimentos distribuídos em 153 partos foi observado. O número de partos por mês variou de zero (junho) a 35 (setembro) e apresentou uma distribuição bimodal com picos ocorrendo em janeiro-março e agosto-outubro (Figura 1). O outono foi a estação com a menor freqüência de partos ($z=4,6$, $p<0,01$; Figura 2).

O nascimento de gêmeos foi observado em 64% dos partos, enquanto um único filhote nasceu em 24% e trigêmeos em 12%. A proporção sexual (155 machos:132 fêmeas) não desviou de 1:1 ($z=1,3576$, NS).

DISCUSSÃO

O padrão de nascimentos de *C. penicillata* na colônia do Centro de Biologia da Reprodução mostrou sazonalidade ao longo do ano, com pico no inverno e na primavera. Como o período de gestação dessa espécie é de aproximadamente 148 dias (Peters & Guerra, 1998a, 1998b), os acasalamentos devem ter ocorrido no verão e outono.

Essa sazonalidade corrobora o padrão bimodal de nascimentos encontrado por Vilela & Faria (2004) em uma população de *C. penicillata* de vida livre, na qual a maioria dos nascimentos ocorreu no

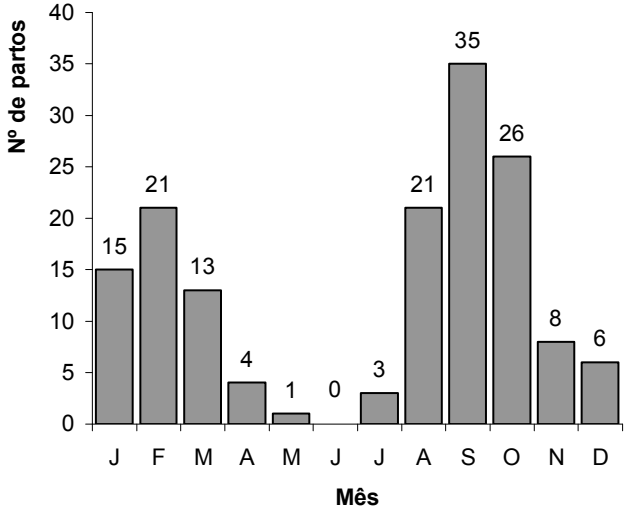


Figura 1. Freqüência de partos de *Callithrix penicillata* por mês no período de janeiro de 1994 a março de 2004.

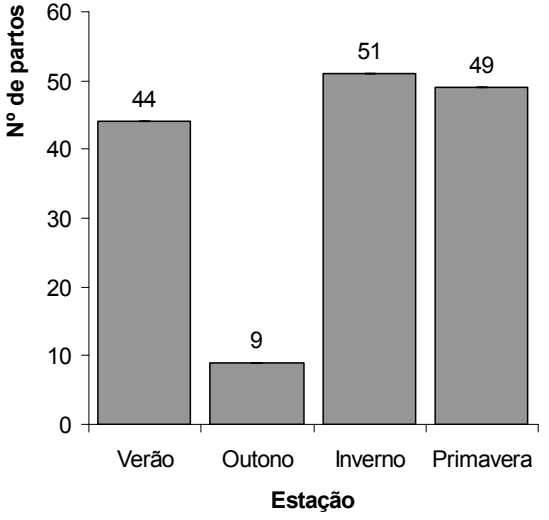


Figura 2. Freqüência de partos de *Callithrix penicillata* por estação no período de janeiro de 1994 a março de 2004.

período de janeiro-fevereiro e de agosto-outubro, e por Gomes & Bicca-Marques (2003) em cativeiro, os quais relatam a ocorrência de um pico reprodutivo em setembro-outubro, como no presente estudo, e outro em março-abril, o que não foi verificado nesse estudo.

O padrão bimodal dos nascimentos pode estar relacionado ao fato de que as fêmeas dos sagüis apresentam cio pós-parto e podem ter duas gestações ao ano. Isso tem sido considerado como uma estratégia sócio-sexual, em que a fêmea consegue a ajuda do macho no cuidado parental (Gomes & Bicca-Marques, 2003; Sousa *et al*., 1999). Na natureza, os picos reprodutivos ocorrem no período de chuvas mais intensas, época com maior disponibilidade de alimentos, caracterizando uma possível estratégia reprodutiva desenvolvida pelos primatas para aumentar as chances de sobrevivência da prole (Chagas *et al*., 1999; Kirkwood, 1983).

O maior número de partos ocorridos no mês de setembro também foi relatado para *C. penicillata* em ambiente natural (Miranda & Faria, 2001), bem como para outras espécies de primatas do Novo Mundo (Brand, 1980). Já estudos com *C. jacchus* em viveiros externos e em alojamentos com ambiente controlado não apresentaram diferença significativa na distribuição dos nascimentos ao longo do ano (Box & Hubrecht, 1987; Tanioka & Izawa, 1981; Ziegler & Stein, 1981). O mesmo foi verificado em colônias internas de *Callithrix argentata, Saguinus oedipus* e *Saguinus mystax* (Tanioka & Izawa, 1981) e em viveiros externos de *C. jacchus*, *C. argentata*, *Saguinus fuscicollis illigeri e Callimico goeldi* (Brand, 1980). Por serem biotérios localizados do Hemisfério Norte, a inexistência de sazonalidade relatada nestes trabalhos pode estar relacionada ao clima das regiões onde se encontram ou mesmo à reação de cada espécie sob variadas condições de cativeiro. A disponibilidade e qualidade do alimento são fatores que podem interferir na sazonalidade reprodutiva. Contudo, como esses fatores são mantidos constantes em cativeiro, seu papel como indutor da sazonalidade neste ambiente deve ser mínimo.

Chagas *et al.* (1999) consideram a temperatura e a luminosidade fatores importantes na sazonalidade reprodutiva. Na Colônia do CBR-UFJF *C. penicillata* é mantido em gaiolas localizadas em alojamento interno que sofre a influência da luminosidade externa. Dessa forma, é possível que a temperatura e a luminosidade sejam os fatores mais importantes no desencadeamento do processo reprodutivo sob estas condições.

O maior número de partos gemelares duplos é semelhante ao encontrado na literatura para calitriquíneos (*Callithrix* spp.: Kindlovits, 1999; Peters & Guerra, 1998b; *C. jacchus, S. fuscicollis* e *S. oedipus*: Tardif *et al*., 1984; *C. jacchus*: McIntosh & Looker 1982; Peters & Guerra, 1998a). A proporção sexual foi semelhante à encontrada para *C. penicillata* por Peters & Guerra (1998a, 1998b) e Kindlovits (1999) e para *C. jacchus* por Box & Hubrecht (1987) e Poole & Evans (1982). Estes resultados permitem sugerir que a Colônia do Biotério do CBR-UFJF apresenta um padrão adequado de qualidade de manejo de *C. penicillata*.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos Srs. João Carlos da Silva e Luiz Carlos Júnior pelos cuidados com os animais da colônia de primatas do CBR-UFJF. Ao CNPq pelo suporte financeiro ao trabalho (EDT 411 030/2003-5 e PIBIC-UFJF-CNPq).

BIBLIOGRAFIA

Andrade, M.C.R. (2002) Criação e manejo de primatas não-humanos. In: *Animais de Laboratório - Criação e Experimentação* (A. Andrade, S.C. Pinto & R.S. Oliveira, eds.). Editora Fiocruz, Rio de Janeiro, pp. 143-154.

Box, H.O. & Hubrecht, R.C. (1987) Long-term data on the reproduction and maintenance of a colony of common marmosets (*Callithrix jacchus jacchus*) 1972-1983. *Laboratory Animals* 21:249-260.

Brand, H.M. (1980) Influence of season on birth distribution in marmosets and tamarins. *Laboratory Animals* 14:301-302.

Carvalho, A.C.T., Cisalpino, P.S., Cisalpino, E.O., Pereira, L.H. & Melo, A.L. (1991) Estudos da microbiota intestinal do mico-estrela, (*Callithrix penicillata*) em diferentes estágios de lactação. In: *A Primatologia do Brasil, vol. 3* (A.B. Rylands & A.T. Bernardes, eds.). Fundação Biodiversitas para a Conservação da Diversidade Biológica, Belo Horizonte, pp. 103-110.

Chagas, A.C.S., Piemonte, D.V. & Raposo-Filho, J.R. (1999) Observações comportamentais de *Callithrix penicillata* (Geoffroy,

1912) (Callitrichidae: Primates) na Reserva Biológica Santa Cândida em Juiz de Fora - MG. *Bioscience Journal* 15(2):25-33.

Cirne, M.F.C., Arruda, M.F. & Rodrigues, F. (1985) Efeitos comportamentais decorrentes da manipulação dos sistemas catecolaminérgico e serotoninérgico do sagüi (*Callithrix jacchus*). In: *A Primatologia do Brasil, vol. 2* (M.T. Mello, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 69-86.

Gomes, D.F. & Bicca-Marques, J.C. (2003) Reprodução de *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758), *Callithrix penicillata* (É. Geoffroy, 1812) e *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates: Cebidae: Callitrichinae) em cativeiro no Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia* 16:249-254.

Grossblatt, N. (2003) *Manual sobre Cuidados e Usos de Animais de Laboratório*. AAALAC/COBEA, Goiânia.

Kindlovits, A. (1999) *Clínica e Terapêutica em Primatas Neotropicais*. Editora UFJF, Juiz de Fora.

Kirkwood, J.K. (1983) Effects of diet on health, weight and litter-size in captive cotton-top tamarins *Saguinus oedipus oedipus*. *Primates* 24: 515-520.

McIntosh, G.H. & Looker, J.W. (1982) Development of marmoset colony in Australia. *Laboratory Animal Science* 32:677-679.

Miranda, G.H.B. & Faria, D.S. (2001) Ecological aspects of black-pincelled marmoset (*Callithrix penicillata*) in the cerradão and dense cerrado of the brazilian central plateau. *Brazilian Journal of Biology* 61:397-404.

Peters, V.M. & Guerra, M.O. (1998a) Growth of marmoset monkeys *Callithrix jacchus* in captivity. *Folia Primatologica* 69:266-272.

Peters, V.M. & Guerra, M.O. (1998b) Reproduction and maintenance of two species of marmoset of in captivity. *Revista Brasileira de Biologia* 58:169-173.

Poole, T.B. & Evans, R.G. (1982) Reproduction, infant survival and productivity of a colony of common marmosets (*Callithrix jacchus jacchus*). *Laboratory Animals* 16:88-97.

Silva, G.S. & Monteiro da Cruz, M.A.O. (1993) Comportamento e composição de um grupo de *Callithrix jacchus* Erxleben (Primates, Callitrichidae) na mata de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 10:509-520.

Sousa, M.B.C., Silva, H.P.A. & Vidal, J.F. (1999) Litter size does not interfere with post partum fertility in common marmoset, *Callithrix jacchus*. *Folia Primatologica* 70:41-46.

Tanioka, Y. & Izawa, M. (1981) Reproductive performance of marmosets. *Japanese Journal Medical Science and Biology* 34:255-259.

Tardif, S.D., Richter, C.B. & Carson, R.L. (1984) Reproductive performance of three species of Callitrichidae. *Laboratory Animal Science* 34:272-275.

Vieira, S. (2004) *Bioestatística - Tópicos Avançados*. 2ª ed.. Editora Campus, Rio de Janeiro.

Vilela, S.L. & Faria, D.S. (2004) Seasonality of the activity pattern of *Callithrix penicillata* (Primates, Callitrichidae) in the cerrado (scrub savana vegetation). *Brazilian Journal of Biology* 64:363-370.

Ziegler, T.E. & Stein, F.J. (1981) Reproductive data from a colony of marmosets (*Callithrix jacchus*). *American Journal of Primatology* 1: 336-342.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 521-546

Relational spatial reasoning and tool use in capuchin monkeys

Dorothy M. Fragaszy
University of Georgia

ABSTRACT

I review spatial problem solving by capuchin monkeys to illuminate the nature of relational reasoning (wherein two or more elements of a problem or situation are considered together to arrive at a course of action) in these monkeys. I present a general model of relational reasoning that takes into account five properties of spatial relations that can be present in spatial problems. Spatial problems are classed as a function of how many discrete spatial relations must be managed, and whether the relations are managed successively or concurrently. Each relation is also classed with respect to three orthogonal properties as (a) simple or precise (with respect to position, orientation, or location), (b) static or dynamic (with respect to time), and (c) direct (through body contact) or distal (through an object acting on another object or surface). This model permits systematic examination of how different combinations and properties of these categories impact the difficulty of a problem. Capuchin monkeys master problems with one, two, or three spatial relations, and if more than one relation, at least two relations may

* Endereço para correspondência: Dorothy M. Fragaszy, Department of Psychology, University of Georgia, Athens, GA, 30602-3013, U.S.A., Fone: +01-706-5423036, Fax: 5423275, Email: doree@uga.edu

be managed concurrently. They can master static and dynamic relations through direct and distal contact with objects, and with sufficient practice they can produce rather precise spatial relations through both direct and distal action. The relational model of spatial reasoning can support principled comparisons of fundamental cognitive processes across species.

Key words: Spatial cognition, embodied cognition, combinatorial manipulation

RESUMO

Reviso a solução de problemas espaciais por macacos-prego com a finalidade de entender a natureza de seu raciocínio relacional (quando dois ou mais elementos de um problema ou situação são consideradas em conjunto para a identificação de uma estratégia de ação). Apresento um modelo geral de raciocínio relacional que leva em consideração cinco propriedades das relações espaciais que podem estar presentes em problemas espaciais. Os problemas espaciais são classificados em função de como várias relações espaciais discretas devem ser manejadas e se elas são manejadas sucessiva ou simultaneamente. Cada relação também é classificada em função de três propriedades ortogonais em (a) simples ou precisa (em referência à posição, orientação ou localização), (b) estática ou dinâmica (em referência ao tempo) e (c) direta (através de contato corporal) ou distal (através de um objeto agindo sobre outro objeto ou superfície). Este modelo permite a análise sistemática de como diferentes combinações e propriedades destas categorias influenciam a dificuldade de um problema. Os macacos-prego dominam problemas com uma, duas ou três relações espaciais e quando há mais de uma relação, pelo menos duas podem ser manejadas simultaneamente. Eles podem dominar relações estáticas e dinâmicas através de contato direto ou distal com os objetos e com prática suficiente podem produzir relações espaciais relativamente precisas através de ações diretas e distais. O modelo relacional de raciocínio espacial pode permitir comparações interespecíficas de processos cognitivos fundamentais.

Palavras-chave: Cognição espacial, cognição personificada, manipulação combinatória

INTRODUCTION

Reasoning about spatial relations (where two or more elements of a problem or situation are considered together to arrive at a course of action) is a ubiquitous feature of human cognition. Reasoning about spatial relations includes consideration of objects and surfaces with reference to each other (such as evaluating landmarks), movements of the body in space in relation to objects and surfaces (such as how to move around obstacles, choose a path, etc.), and movements of objects by the body (such as how to bring object X into contact with object Y). Human history is replete with fundamental advances in technology that rely upon (a) movement of an object in one place that produces orderly movement with mechanical advantage of the same object in another place (e.g., a hammer, wheel, fulcrum or lever), or at a distance from the body (e.g., spear); (b) skill at placing two or more objects in specific relation to each other to produce a new kind of material (e.g, braiding rope, weaving fiber), or (c) using one object to fix another in place (e.g. tying with rope, fastening with a peg).

Humans clearly can, especially with appropriate training and practice, reason effectively about spatial relations, even abstract spatial relations (although some of us have more aptitude for this activity than others!), to arrive at effective action to solve problems. Just as clearly, mastering spatial reasoning presents an enormous and continuing challenge - the technological insights mentioned above occurred over millennia. The relational complexity of various tools is one explanation given for the ordered appearance of stone tools of different varieties in the paleo-archeological record (Wynn, 1993). Knapping hard materials to a precise product remains a challenging task for humans. For example, knappers of long carnelian cylindrical glass beads used as jewelry for three millennia in Gujarat, India, require seven or more years of apprenticeship to become masters (Roux *et al.*, 1995).

Given that relational spatial reasoning is an ancient, fundamental, and ubiquitous feature of human cognition, comparative study of this phenomenon can contribute to our understanding of its origins and elaboration. In this review I consider how capuchin monkeys (*Cebus* sp.) reason about spatial relations in the course of solving problems involving moving objects in two – and three-dimensional space. Capuchin monkey species are apt for this enterprise for several reasons, most notably that they spontaneously manipulate objects in ways that produce spatial relations between objects and surfaces, and that they spontaneously use

objects as tools (see Fragaszy *et al.*, 2004a, 2004b, for a detailed review). Both of these characteristics are anomalous among monkeys but are shared with humans, and they indicate the potential for some degree of human-like spatial reasoning in capuchin monkeys. Thus capuchins offer one of our best opportunities to find elements of spatial cognition shared with humans, but without the complicating factor of language.

I present a conceptual model of spatial reasoning that builds upon ideas presented by Lockman (2000), Bushnell & Boudreau (1996), and others who have conceptualized object manipulation from the standpoint of actions that take place in space and time. These ideas derive from the seminal theory of J. J. Gibson (1966, 1979), known now as ecological psychology (see Gibson & Pick, 2000). My model also incorporates concepts from dynamic systems theory, as applied to behavior by Thelen & Smith (1994), for example. The model (hereafter, relational model) incorporates the nature and number of spatial relations, their temporal relation to each other, their specificity, and their duration and stability over time (Table 1). In the first part of this paper I describe common actions that capuchins perform with objects and that involve the production of spatial relations, and analyze these actions in the terms of the conceptual model of spatial relations. In the second part I apply the relational model to tool use, and in the third part, I illustrate the model's application to examples of tool use by capuchin monkeys. A more extensive application of the model to the behavior of capuchin monkeys is presented in Fragaszy & Cummins-Sebree (2005).

Part I: Actions combining objects with surfaces and with other objects

Capuchins frequently combine objects and surfaces, or objects with other objects. Such actions are commonly labeled "combinatorial actions" (Table 2). Even though such activities are a small proportion of all manual activity in both natural and captive settings (Byrne & Suomi, 1996; Fragaszy & Adams-Curtis, 1991; Fragaszy & Boinski, 1995; Natale, 1989), they feature regularly in normal foraging and exploratory manipulation (Fragaszy *et al.*, 2004b; Janson & Boinski, 1992). Combinatorial actions are particularly interesting to behavioral scientists because: (a) these actions allow the monkeys to gain access to foods they could otherwise not get through direct biting and pulling; (b) they require the coordination through action of objects and/or surfaces relative to each other, a feat not routinely accomplished by nonhuman primates, and

Table 1. Properties of spatial relations produced, used, or embodied in action.

Property	Variants
Number of relations	Variable (1, 2, 3, etc.)
Specificity	Permissive vs. specific
Temporal order of production	Sequential vs. concurrent
Relation to body	Direct vs. indirect
Temporal nature of control	Static vs. dynamic

For each property, the alternative ends of the spectrum of possible variants are given.

(c) these actions are the precursors of using tools, another distinguishing characteristic of capuchins.

To bring some conceptual order to the varieties of combinatorial actions produced by capuchins, Table 2 presents them classed by two orthogonal factors drawn from the relational model: the number of spatial relations (the order) embodied in the actions, and the degree of specificity of the orientation between the two objects or object and surface produced by the actor (represented in the table with two states, permissive and specific). In zero-order actions, the actor manipulates an object or surface directly. First-order actions combine an object with a fixed substrate or another stationary object. Permissive first-order combinations require only that the object and surface be brought together; specific alignments are not needed. The overwhelmingly most common combinatorial actions capuchins produce in captivity and in nature, rubbing and pounding an object against a substrate, are first-order combinations. In most cases, these are permissive combinations, because the substrate is much larger than the object brought against it, and the monkey can bring the object into contact with the substrate anywhere on its surface.

Table 2. Relations embodied in common actions with objects and substrates performed by capuchin monkeys.

Relational category	Definition	Examples
Zero order		
Permissive	Act directly with the body on a surface or an object	Bite, hit, rub, scrape, pull, etc.
Specific	Act on a target zone of a surface	Bite at a certain location on a branch Insert a hand into an opening
First order		
Permissive	Combine an object with another object Combine an object with a surface	Bang one block on another block Bang a block on a perch or a fruit on a branch
Specific	Combine an object with a surface Combine an object with another object, where the moved object is oriented or aligned to the other	Rub or bang specific side of fruit against a surface Insert a stick into a hole Insert an object into a cup held in the hand
Second order		
Permissive	Combine one object with two others	Insert one cup into stack of two or more others, when cups are all the same size
Specific	Combine one object with two others	Insert one cup into its place in the middle of a seriated set of cups

First and second order actions are commonly identified as “combinatorial”.

Specific first-order relations require producing a particular spatial relation (such as alignment) between object and substrate. We have many examples of capuchin monkeys producing specific first-order relations between an object and a fixed substrate. Izawa & Mizuno (1977) provide a striking illustration of specific first-order combination in their descriptions of tufted capuchin monkeys opening hard fruits by pounding them against the protruding growth node of a bamboo trunk. Sometimes monkeys consistently pound the longer axis of an elliptical or linear object in a perpendicular relation to the tree limb or other relatively straight edge, in essence using the substrate as a fulcrum (Boinski *et al.*, 2001; Panger, 1998).

Combining loose objects with each other is also a first-order action. We have a few examples of this kind of activity from monkeys in nature. White-fronted capuchins in Peru sometimes bang two hard nuts against each other (Terborgh, 1983), and wedge capped capuchins bang two snails against each other occasionally (D.M. Fragaszy, unpublished data). A captive monkey in my laboratory provides a compelling example of a specific first-order action with two objects. This monkey habitually holds one piece of chow (which is quite hard, like very dry bread) in his teeth, long axis downward, and a second piece in both cupped palms, long axis horizontal, as he rotates his head back and forth to grind the pellets against one another. At the end of a grinding sequence, the monkey licks up the powdered chow he has produced.

A second-order combinatorial action involves combining one object with another, and concurrently or successively combining the paired set with a third object or substrate. We have one example of wild capuchin monkeys producing second-order combinations while manipulating objects. Capuchin monkeys in the State of Piauí, Brazil, routinely pound open nuts they have placed on stones by using a second stone (Fragaszy *et al.*, 2004a; Ottoni & Mannu, 2001, describe a similar phenomenon in semi-free monkeys). Note that using an anvil stone and a hammer stone to open a nut transported to the work site is the most structurally complicated form of tool use observed routinely in wild chimpanzees (Matsuzawa, 2001). It is thus thought-provoking that the first discovery of routine use of stone tools by a population of monkeys involves hammer and anvil use.

Part II: Producing and managing relations in tool use

An animal uses a tool, according to the well-accepted operational definition proposed by Beck (1980), when it uses an object as a functional extension of its body to act on another object or a surface to attain an immediate goal. A relational perspective brings us to include an additional element in the definition: an individual uses a tool only when the individual produces a relation between the tool and another object or surface. This addition excludes some actions that others include as examples of tool-use, such as pulling in a stick already in contact with a target (say, a piece of food) when the actor arrives on the scene (e.g., Hauser, 1997). In our scheme the actor has to place the stick in relation to the food to use the stick as a tool. Adding this feature to the definition increases the cognitive significance of using a tool; it means that the tool user has considered alternative actions and selected a specific one, and thus that it has reasoned a solution to the problem, according to Bermudez (2003). Using this definition, a recent survey turned up 50 studies reporting tool use by captive capuchin monkeys between 1980 and 2003 (Fragaszy *et al.*, 2004b). These studies have included a wide variety of situations and methodologies. Trying to evaluate the shared features of these reports, and to compare them to equally varied reports about tool use in other species, prompted the development of the relational model presented in this review.

How shall we consider the kind of reasoning that accompanies using a tool? Greenfield (1991) and Matsuzawa (1996, 2001) conceptualized the cognitive aspects of tool use as following from the sequentially nested property of spatial relations embodied in tool use. Matsuzawa's model (the "tree model"), shown in Figure 1 is a useful example of this general idea. In this model, the objects participating in the action are specified and the order in which each spatial relation is produced is indicated: a direct action on an object (eating a termite) is listed as Level 0; in Level 1, an object is used in some way as an intermediary between the body and the goal object (using a twig to fish for termites). In Level 2, using the example of nut-cracking, the nut and the anvil stone are connected at one node, and the hammer stone is connected to these (joined) elements. Thus the temporal sequence of producing the spatial relations is reflected in the branching patterns; later actions are shown as higher nodes. Any particular combination can be repeated, using what Matsuzawa (1996) calls an embedding rule. As he notes, a sequential behavior following an embedding rule can have

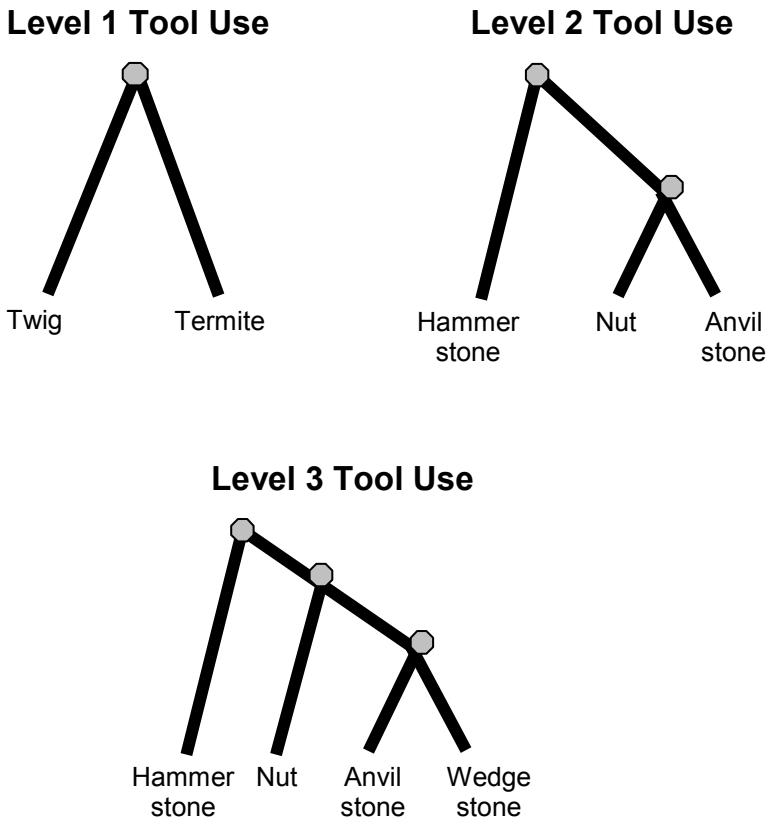


Figure 1. Matsuzawa's (2001) hierarchy of tool use using the tree-structure analysis. According to the relational model, the example of Level 1 Tool Use given in the tree structure model (using a twig to collect termites) is a static, direct action producing one spatial relation. The relational model specifies the example of Level 2 Tool Use (hammering a nut with a stone placed on an anvil) as a sequence of two actions that produce a static relation with respect to the nut and anvil stone, followed by a dynamic relation between the hammer stone and nut. The example of Level 3 Tool Use is described in the specified in the relational model as production of a direct, static relation between the anvil stone and wedge stone, followed by a concurrent, two-relation action that requires (a) a direct, static relation between the nut and the anvil stone and (b) a direct, dynamic relation between the nut and the hammer stone. Thus there are three relations in this example, two of which are concurrent, one of which is dynamic, and all three of which are direct.

an infinite number of nodes in the tree, and the complexity of the resulting tree structure is indicated by the depth (number) of nodes. Figure 1 includes as Level 3 the form of tool use he observed that incorporated the most sequential relations, wherein chimpanzees used a wedge stone to shim a wobbly anvil stone, then placed a nut on the anvil, and finally cracked the nut with a hammer stone. Greenfield's (1991) "action grammar" model of increasing hierarchical complexity in the development of manual action and language is similar in structure.

The sequential hierarchical models of Greenfield and Matsuzawa delineate two important features of the actions in tool use: the number of spatial relations produced by the actor, and the order in which they occur. In this respect, they are presented by their authors as embodying shared properties with language, and Matsuzawa also suggests the value of this model in analyzing social relationships; this generality is an important feature of such models. More relevant for the topic of this review, they provide a principled basis to evaluate different forms of tool use (such as cracking nuts, fishing for termites, or using a stick to lever open a fruit). However, neither sequential hierarchical model addresses several other aspects of the spatial relations embodied in using a tool that, from the perspective of ecological theory (Gibson, 1979; Gibson & Pick, 2001; Lockman, 2000), impact the problem in substantive way (see Table 1). Specifically, they do not consider the specificity of the spatial or force relations the actor must produce, nor the temporal flow of the activity, such as the modulation of activity when objects and surfaces move during the course of using the tool. From an ecological perspective, one must consider how the process of using a tool unfolds in time and in space, through actions performed by the body and in accord with the physical context of action (e.g., the nature of the objects used and the supporting surfaces).

Table 3 gives some examples of spatial relations evident in common actions with objects performed by capuchin monkeys. The properties in Table 3 include two that are familiar from our treatment of object manipulation (see Table 2) (number of relations; specificity of each relation). To recap, specificity of relations refers to the requirement for a particular alignment or orientation of one object to another or to a surface for effective use. Using a claw-head hammer to strike a nail is an example of a tool-using action that involves producing a specific relation, in this case, orienting the flat side of the claw-head hammer downward to strike the nail. In contrast, using a stick to probe

into a container of honey, for example, does not involve producing a specific relationship between stick and honey – any part of the stick that is inserted far enough into the container will work, and the honey is an amorphous material, with no differentiated segments. Although specificity is treated as a unitary binary element in this table, this is a simplification for expositional purposes. It matters a great deal to the actor whether the specificity can be produced during the action (as in striking the nail accurately), or whether the specificity must be produced in advance of action, by orienting a specific side of an object toward another, for example. Anticipatory action to produce specific orientations prior to the relational action may tap different processes than accommodation during action to specific spatial requirements (Berthoz, 2000).

Table 3 includes three additional properties of spatial relations not illustrated in Table 2. Two are straightforward, and apply only when more than one relation is produced. The first of these has to do with whether a particular relation is produced or managed concurrently with any other (concurrent or sequential). Managing two relations concurrently is more difficult than managing two relations in sequence, as noted in other contexts by Case (1992), in line with the attentional demands that must be devoted to each. The second property is whether the spatial relation is managed by a direct action linking the body and object, or an indirect action, where an object is intermediate between the body and the second object in the relation. In the latter situation, the actor must anticipate and monitor the distal, indirect consequences of its direct action, as in using a rod to move a hook on a line into position to snag something floating in the water. The actor is moving the rod; the rod is moving the line, and thus the hook at the end of the line. This task has more degrees of freedom, and therefore requires more attention to action, than a direct, single-relation action. Placing the rod directly onto the floating object is much easier than moving the line, and thus the hook, hook to snag the object. In principle, two concurrent relations could both be direct – as when holding a screw in one hand at the point of insertion in the wood surface, and holding a screwdriver in the other hand. This scenario embodies two relations (screw to wood, and screwdriver to screw), and each of them is controlled directly by the body.

The third property applies to all spatial relations, and pertains to the temporal quality of maintaining the spatial relation. A spatial relation can be static, in that it is produced once, as an event, and the

Table 3. Relations produced through action with an object evident in capuchins' use of tools.

Example of action	Number of relations	Temporal properties among the actions producing spatial relations	Static or dynamic	Direct or indirect
Pull in a cane positioned with food inside the hook and the straight part of the cane within reach Pull in cloth with food on the cloth	0 (NOT TOOL USE)	NA	Static	NA
Probe into an opening with a stick ("dip") Pound a stone on a nut fixed on a surface	1	NA	Static	Direct
Push food out of a tube with a stick Pull in an object with a stick when the stick must be repositioned to maintain contact with the food during pulling Pound a loose nut with a stone, where the stone may move when struck	1	NA	Dynamic	Indirect

Continues

Continuation Table 3

Example of action	Number of relations	Temporal properties among the actions producing spatial relations	Static or dynamic	Direct or indirect
Pound a stone (b) against a loose nut placed stably (and released) on a second stone (a)	2	Sequential	(b) Dynamic (a) Static	Direct
Push food through tube (b) with a stick while avoiding a hole (a) Pull food with a rake (a) while avoiding a hole in the surface (b) Pound a stone against a nut on an anvil surface (a) while holding the nut (b)	2	Concurrent	(a) Dynamic (b) Dynamic	(b) Direct (a) Indirect (a) Direct (b) Indirect (a) Direct (b) Direct

First and second order actions are commonly identified as “combinatorial”.

relation remains in place. Putting a puzzle piece into a partially completed puzzle is an example of producing a static spatial relation; the piece is inserted once into a stationary substrate and released. That is the end of the action; the momentary event of placement has produced an enduring spatial relation. Alternatively, a spatial relation can be dynamic. Consider holding a cursor, controlled by a joystick, inside the circumference of a marked "target" that moves erratically across a computer monitor. The initial placement of the cursor in the right position must be followed by sustained effort to keep the cursor in the right place. This is a dynamic spatial relation; it demands ongoing monitoring and adjustment. This is not an event; it is a process. Keeping the head of the screwdriver in the slot of the screw head as it turns the screw is an example of a dynamic relation present when using a tool. Dynamic spatial relations demand more sustained attention from the actor than static relations because they must be managed over time.

Table 3 gives examples of possible combinations of single-relation actions and a subset of 2-relation actions in tool-using, illustrating some of the possible combinations of relations as specific or permissive, static or dynamic, sequential or concurrent relations, and if concurrent, direct or indirect. Below I examine the results of a few recent studies of tool use in capuchin monkeys with respect to these five properties. Tasks that make use of the same kinds of tools (sticks to probe, for example) can vary in the five properties that we have identified as important in analyzing the cognitive demands of tool use. This table makes it clear that analyzing the complexity of tool use can benefit from consideration of additional properties of the actions beyond the number of spatial relations that, eventually, appear in the complete sequence, as the tree model addresses.

Part III: Application of the relational model to examples of tool use by capuchin monkeys

A. Using shaped sticks (hoes, canes) to pull

Researchers have given nonhuman primates of several species a shaped stick (hoe, cane, rake; hereafter all referred to as "stick") to pull an object within reach (chimpanzees: Povinelli, 2000; Tomasello *et al.*, 1987; orangutans: Call & Tomasello, 1994; tamarins: Hauser, 1997; baboons: Westergaard, 1992; lion-tailed macaques: Westergaard, 1988). This action has also appeared spontaneously in many species (long-tailed macaques: Zuberbühler *et al.*, 1996; baboons: Beck, 1973;

Tonkean macaques: Ueno & Fujita, 1998). Capuchins readily master using sticks to sweep in objects (adults: Cummins-Sebree & Fragaszy, 2005; Fujita *et al.*, 2003; infant: Parker & Potì, 1990). In its simplest presentation, using a stick to bring something within reach does not require that the actor produce any spatial relation at all. When the stick is already in contact with the goal object, or placed so that it can be pulled directly to the actor without regard for the position of the goal object (because both are contained within a channel, for example, as in the tasks presented to chimpanzees by Povinelli, 2000), then the actor is not producing any spatial relation when it pulls in the stick, and therefore the action does not qualify as tool use. This would be equivalent, in relational terms, to withdrawing a pre-placed stick from a container of honey. However, when the actor must produce and/or monitor at least one spatial relation to do so, using a stick to pull an object within reach is using the stick as a tool, as is inserting a stick into a container of honey, then withdrawing it, coated with honey.

The first spatial relation to manage in this problem is the position of the stick with respect to the goal object to be pulled toward the actor. Making contact between the stick and a discrete goal object (e.g., a small piece of food) requires producing a static, specific spatial relation. Visually-guided placement of a stick to achieve a specific spatial relation to another object initially challenges capuchin monkeys. Monkeys observed by Cummins (1999) used a hoe (18 cm long) to pull in food when it was first presented (with the food in the center of the tray, directly in front of them, and the hoe positioned nearby, so that they needed merely to move it a few centimeters to left or right, and then pull). Thus they recognized from the outset what spatial relation they should produce. However, when the position of the food on the tray was altered, the monkeys would sweep the hoe far beyond or short of the food. These errors diminished with practice and eventually the monkeys could maneuver the hoe to bring the blade just behind the food, so that they could pull it in, no matter where the food was on the tray. That this is not a trivial problem is illustrated by the difficulty encountered by Japanese macaques given a similar problem by Ishibashi *et al.* (2000). These monkeys needed hundreds of trials to master the problem of moving a hoe laterally to produce the necessary spatial relation between hoe and food so that they could sweep in a piece of food across a solid, smooth, horizontal surface.

Cummins-Sebree & Fragaszy (2005) assessed whether capuchins could produce specific spatial relations between sticks and food by

presenting variously shaped sticks to capuchin monkeys together with a piece of food to retrieve (Figure 2). In this case, the monkeys frequently rotated and turned the objects to achieve a specific spatial relation between a part of the stick and the food. In the simplest version of the problem, six monkeys were presented over successive trials with a pair of canes, each with a piece of food near the hook of the cane. The monkeys could choose one of the canes to pull in one piece of food. When the food was positioned outside the curve of one cane and within the curve of the other identical cane, capuchins tended to choose the one containing the food within the curve (80% of trials for this pairing type). Thus they recognized the importance of the position of the food with respect to the curve of the cane, and selected the cane that required no action on their part to produce a spatial relation between food and cane. Similarly, when they had a choice between an object of other shapes already positioned appropriately (so that it just required pulling in), they preferred that object to another that they had to reposition before pulling. This task does not meet our definition of tool use, because the actor did not produce any spatial relation between one object and another; it merely used a pre-existing relation. However, the capuchins also managed the first-order relational version of the cane problem, where they actively produced an appropriate spatial relation between tool and food by rotating and repositioning the tool. Capuchins were not always successful at repositioning the tool; indeed, each monkey made 4 to 10 attempts to reposition a tool before succeeding to use it to pull in the food, and across all testing, they succeeded on 20-46% of the trials in which they repositioned the tool.

The capuchins occasionally had to reposition the sticks presented by Cummins-Sebree & Fragaszy (2005) to produce effective contact between the tool and food; they also had to maintain that contact while moving the food. Thus, this task incorporated multiple elements of our spatial coding scheme. Repositioning the tool, then using it for retrieval involves producing sequential relations. This is also a dynamic task that required indirect contact with the food (through the use of the tool), and depending on the contours of the tool, could have been a specific or permissive task (specific if the surface area used to make contact with the food was at a minimum; permissive if the surface area was at a maximum).

I have presented details of just one study in which capuchins used sticks as tools, but others have been conducted, both in my lab and by other investigators (see Fragaszy *et al.*, 2004b, for a review). To

Figure 2. Capuchin monkey moving a shaped stick to produce a specific spatial relation between the stick and a piece of food. After it placed the stick behind the food, it pulled the food within reach and retrieved it (photo by Sarah Cummins-Sebree).

summarize the monkeys' use of stick tools in my laboratory, the tasks presented to capuchin monkeys have incorporated one or two relations, and in the two-relation problems where a surface irregularity had to be monitored, the second (concurrent) relation was dynamic. All of these conditions were mastered by some of the monkeys, indicating that concurrent dynamic spatial relations are not an insuperable challenge for them. The monkeys repositioned tool objects to bring them into contact with a goal object, and (significantly) to alter the orientation of parts of the tool to the goal object (thus producing a specific and effective spatial relation between tool and goal object). However, in all these problems, precise control of the distal end of a long tool was a challenge for them. The biomechanical properties of the tools that were provided (e.g., their relatively long length with respect to the monkeys' arms and perhaps their mass and other properties, such as inertial tensor - Wagman & Carello, 2001) and the constraints of manipulating them through bars or apertures no doubt contributed to the monkeys' difficulties. We do not yet have a good measure of the monkeys'

aptitude for precise placement or modulation of movement with a tool-object; this topic is ripe for further investigation. The coordinative demands of skilled movement with an object are an integral part of the cognitive package used in tool use (Bernstein, 1996; Berthoz, 2000; Turvey, 1996).

B. Using one object to break another

Cracking open a nut (or any husked fruit or a shell; we shall use the generic label "nut" for all such foods) can require one or more spatial relations, and these relations can vary in all the dimensions listed in Table 2. In the simplest circumstance, the task involves producing a single spatial relation between a held object and a static target, as when the nut is firmly attached to a substrate. Striking the nut with the tool object (hammer) is a static relational act. When the nut is placed on a specific surface (hereafter, anvil) by the monkey and then struck, the problem embodies two static relations (nut to substrate and hammer to nut). When the monkey places the nut on a specific surface (hereafter, anvil) and then pounds it with the hammer (a second relation), meanwhile monitoring that the nut stays on the anvil as it is struck, the task has two concurrent relations, one of which is dynamic. Whereas to date all the studies of nut-cracking in captive situations fall into the category of first-order problems, those in more natural settings include second-order relations. I focus on studies concerning dynamic single and dual-relation problems.

C. Using a stone to crack nuts

A nut-cracking sequence typically consists of a capuchin picking up a nut and carrying it to a stone or other loose, hard object, placing the nut on the ground beside the stone, then lifting the stone with one or both hands and bringing it down on the nut. When naïve capuchins encounter nuts together with other hard objects, they combine the objects and nuts in all possible combinations of actions and spatial orientations (e.g., holding the nut in the mouth while pounding the other object on the floor, or placing the nut on top of the other object and pounding both of them - in that spatial configuration - on the floor) (Visalberghi, 1987). Occasionally, the monkey first places the nut on the ground and pounds it with the other object. The occurrence of this effective combinatorial action becomes more frequent with time (see also Anderson, 1990). Researchers have seen individuals as young as

two years old using a hard object to crack open loose nuts (Anderson, 1990; Resende *et al.*, 2003).

Very recently, Fragaszy *et al.* (2004a) documented that a population of wild capuchins in Piauí, Brazil, uses stones to pound open nuts placed on an anvil surface. This is an important discovery, as the form of the activity is exactly that noted for wild chimpanzees in some parts of western Africa (Boesch & Boesch-Achermann, 2000; Inoue-Nakamura & Matsuzawa, 1997) (Figure 3). The monkeys, like the apes, transport nuts to the site where they will be cracked, and they transport (then or at a previous time) a stone, large enough to crack nuts, to the site. The anvil surfaces used by capuchins are large in-situ boulders, exposed rock, or fallen logs. The cracking activity begins with the production of one static relation (placing the nut on the anvil), which is quite specific, as the monkeys place the nut repeatedly in different places on the anvil, apparently until it rests without rolling. Then, the monkey strikes the nut with a heavy hammer stone (weighing on average 1.1 kg; Visalberghi *et al.*, 2007), producing a sequential, static, permissive, direct relation between hammer stone and nut. Capuchins living in semi-free conditions crack nuts in a similar manner using hammer stones and anvil surfaces (Ottoni & Mannu, 2001). The monkeys studied by Ottoni & Mannu cracked much smaller palm nuts than the wild monkeys observed by Fragaszy *et al.* (2004a), and used correspondingly smaller hammer stones, but the structure of the activity in terms of the nature and sequence of spatial relations produced by the monkey is the same.

Cracking a nut with a hard object involves, at minimum, producing one static, direct, permissive relation between tool and nut. But many features of the situation can increase the number of relations and the nature of each relation. For example, if the nut is loose and prone to roll when struck, and large enough, or if the anvil surface is sloping or uneven, the actor may hold the nut during striking (managing a dynamic relation between nut and hard surface) if the shape and weight of the hammer stone permits the monkey to hold it in one hand. If it does not, the monkey may try to place the nut in as stable a position as possible, and this seems to be the favored solution of the wild monkeys in Piauí, that are handling very large stones to crack large nuts. Further details of how the monkeys in Piauí manage to produce aimed strikes with the very heavy stones that they use to crack palm nuts will be forthcoming as systematic study of this interesting phenomenon gets underway.

Figure 3. A wild capuchin monkey (*Cebus libidinosus*) cracking a palm nut with a stone, using a log as an anvil. The nut is visible on the anvil, immediately below the stone (photo by Tiago Falótico). The recent discovery that populations of wild capuchin monkeys use stone tools and anvils opens up new opportunities for the study of relational actions in natural settings in this genus (see Fragaszy *et al.*, 2004a, for further information).

CONCLUSION

The action-perception perspective that informs this review, and my model of relational spatial reasoning, emphasizes the actor's search for information and the significance of learning to perceive relevant features of the situation to guide future goal-directed action. This approach considers knowledge as embodied in action and emphasizes that learning to do any skilled action (including using objects as tools) reflects discovery through actions, perceptual learning, and practice in a particular context (Bernstein, 1996; Gibson & Pick, 2000; Smitsman, 1997). For problems involving tool use, this perspective calls for an analysis of the problems in terms of how surfaces should be related to other surfaces, how the actor perceives the relation between its actions and the movement of objects, and how the actor uses the body to

achieve the desired forces and positions of objects with respect to surfaces and to each other (Gibson, 1979; Gibson & Pick, 2001; Lockman, 2000).

From this point of view, to understand the basis and limits of capuchins' abilities to use objects as tools, we need to look at how quickly and how precisely capuchins master object relations and how many relational elements they can manage at one time. We also need to look at the physical aspects of moving objects and applying force with them; for example, how the monkeys improve their control of placement, force, tempo, etc. These are not trivial aspects of learning to use an object as a tool, as anyone who has worked to master a new skill can verify. We can also look at the contributions of different forms of perceptual information (kinesthetic, visual, auditory, etc.) to precise placement and alignment of objects and their movements across surfaces. Experimental work on these issues with capuchins is just beginning, so we can as yet draw few conclusions. One prediction that this perspective brings is that capuchin monkeys will master tasks most readily in which the relations between action and outcome are immediately perceptible to them, and as a corollary, that proprioceptive and auditory (as well as visual) information about the outcomes of actions with objects will be helpful for them.

Here, I have presented a theoretical framework that I hope permits more explicit links between studies of spatial reasoning in humans, including developmental studies, and studies of spatial reasoning in other species. I have a particular interest in tool use as a special form of spatial reasoning. Tool use in nonhuman primates, although written about much, has until now been approached descriptively more than theoretically, and in particular, theoretical models linking tool use in nonhuman animals to neuroscience and to behavioral development have not been prominent (see Visalberghi & Fragaszy, 2006). The relational model affords a first step to correcting these lacunae. I hope that it can make the study of tool use in nonhuman species more relevant to understanding the evolutionary, developmental, and experiential origins of skilled tool use in humans.

ACKNOWLEDGEMENTS

I thank Sarah Cummins-Sebree, Jeff Lockman, Hideko Takeshita, Elisabetta Visalberghi, Amy Fuller, and Patricia Potì for many

discussions about these issues. Thanks to Júlio César Bicca-Marques for the invitation to speak at the Brazilian Congress of Primatology in February 2005, where I delivered an oral version of this paper. Financial support for preparing this report was provided by Grant HD 38051 from the National Institutes of Health to Georgia State University, and Grant BCS 0125486 from the National Science Foundation to Dorothy M. Fragaszy.

BIBLIOGRAPHY

Anderson, J.R. (1990) Use of objects as hamers to open nuts by capuchin monkeys (*Cebus apella*). *Folia Primatologica* 54:138-145.

Beck, B.B. (1973) Observation learning of tool use by captive Guinea baboons (*Papio papio*). *American Journal of Physical Anthropology* 38:579-582.

Beck, B.B. (1980) *Animal Tool Behavior*. Garland Press, New York.

Bermudez, J.L. (2003) *Thinking Without Words*. Oxford University Press, Oxford.

Bernstein, N. (1996) *Dexterity and its Development* (M. Latash & M. Turvey, Trans.). Lawrence Erlbaum, Hillsdale.

Berthoz, A. (2000) *The Brain's Sense of Movement*. Harvard University Press, Cambridge.

Boesch, C. & Boesch-Achermann, H. (2000) *The Chimpanzees of the Taï Forest*. Oxford University Press, Oxford.

Boinski, S., Quatrone, R.P. & Swartz, H. (2001) Substrate and tool use by brown capuchins in Suriname: ecological contexts and cognitive bases. *American Anthropologist* 102:741-761.

Bushnell, E. & Boudreau, P. (1996) Exploring and exploiting objects with the hands during infancy. In: *The Psychobiology of the Hand* (K. Connolly, ed.). MacKeith Press, London, pp. 144-161.

Byrne, G. & Suomi, S. (1996) Individual differences in object manipulation in a colony of tufted capuchin monkeys. *Journal of Human Evolution* 31:259-267.

Call, J. & Tomasello, M. (1994) The social learning of tool use by orangutans (*Pongo pygmaeus*). *Human Evolution* 9:297-313.

Case, R. (1992) *The Mind's Staircase*. Lawerence Erlbaum, Hillsdale.

Cummins, S.E. (1999) Detection of environmental constraints in a tool-use task by tufted capuchins monkeys (*Cebus apella*). Master's thesis, University of Georgia, Athens.

Cummins-Sebree, S.E. & Fragaszy, D. (2005) Choosing and using tools: capuchins (*Cebus apella*) use a different metric than tamarins (*Saguinus oedipus*). *Journal of Comparative Psychology* 119:210-219.

Fragaszy, D.M. & Adams-Curtis, L.E. (1991) Generative aspects of manipulation in tufted capuchin monkeys (*Cebus apella*). *Journal of Comparative Psychology* 105:387-397.

Fragaszy, D. & Boinski, S. (1995) Patterns of individual diet choice and efficiency of foraging in wedge-capped capuchin monkeys. *Journal of Comparative Psychology* 109:339-348.

Fragaszy, D.M. & Cummins-Sebree, S. (2005) Relational spatial reasoning by a nonhuman: the example of capuchin monkeys. *Behavioral and Cognitive Neuroscience Reviews* 4:282-306.

Fragaszy, D., Izar P., Visalberghi, E. Ottoni, E. & Gomes de Oliveira, M. (2004a) Wild capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) use anvils and stone pounding tools. *American Journal of Primatology* 64: 359-366.

Fragaszy, D., Visalberghi, E. & Fedigan, L. (2004b) *The Complete Capuchin: The Biology of the Genus Cebus*. Cambridge University Press, Cambridge.

Fujita, K., Kuroshima, H. & Asai, S. (2003) How do tufted capuchin monkeys (*Cebus apella*) understand causality involved in tool use? *Journal of Experimental Psychology* 29:233-242.

Gibson, E.J. & Pick, A.D. (2000) *An Ecological Approach to Perceptual Learning and Development*. Oxford University Press, New York.

Gibson, J.J. (1966) *The Senses Considered as Perceptual Systems*. Houghton-Mifflin, Boston.

Gibson, J.J. (1979) *The Ecological Approach to Visual Perception*. Houghton-Mifflin, Boston.

Greenfield, P.M. (1991) Language, tools, and the brain: the ontogeny and phylogeny of hierarchically organized sequential behavior. *Behavioral and Brain Sciences* 14:531-595.

Hauser, M. (1997) Artifactual kinds and functional design features: what a primate understands without language. *Cognition* 64:285-308.

Inoue-Nakamura, N. & Matsuzawa, T. (1997) Development of stone tool use by wild chimpanzees (*Pan troglodytes*). *Journal of Comparative Psychology* 111:159-173.

Ishibashi, H., Hihara, H. & Iriki, A. (2000) Acquisition and development of monkey tool-use: behavioral and kinematic analyses. *Canadian Journal of Physiology and Pharmacology* 78: 958-966.

Izawa, K. & Mizuno, A. (1977) Palm fruit cracking behavior of wild black-capped capuchins (*Cebus apella*). *Primates* 18:773-792.

Janson, C. & Boinski, S. (1992) Morphological and behavioral adaptations for foraging in generalist primates: the case of the Cebines. *American Journal of Physical Anthropology* 88:483-498.

Lockman, J. (2000) A perception-action perspective on tool use development. *Child Development* 71:137-144.

Matsuzawa, T. (1996) Chimpanzee intelligence in nature and in captivity: isomorphism of symbol use and tool use. In: *Great Ape Societies* (W.C. McGrew, L.F. Marchant & T. Nishida, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 196-209.

Matsuzawa, T. (2001) Primate foundations of human intelligence: a view of tool use in nonhuman primates and fossil hominids. In: *Primate Origins of Human Cognition and Behavior* (T. Matsuzawa, ed.). Springer-Verlag, Tokyo, pp. 3-25.

Natale, F. (1989) Patterns of object manipulation. In: *Cognitive Structure and Development in Nonhuman Primates* (F. Antinucci, ed.). Lawrence Erlbaum, Hillsdale, pp. 145-161.

Ottoni, E. B. & Mannu, M. (2001) Semi-free ranging tufted capuchin monkeys (*Cebus apella*) spontaneously use tools to crack open nuts. *International Journal of Primatology* 22:347-358.

Panger, M.A. (1998) Object-use in free-ranging white-faced capuchins (*Cebus capucinus*) in Costa Rica. *American Journal of Physical Anthropology* 106:311-321.

Parker, S.T. & Potì, P. (1990) The role of innate motor patterns in ontogenetic and experiential development of intelligent use of sticks in cebus monkeys. In: *"Language" and Intelligence in Monkeys and Apes: Comparative Developmental Perspectives* (S.T. Parker & K.R. Gibson, eds.). Cambridge University Press, New York, pp. 219-243.

Povinelli, D.J. (2000) *Folk Physics for Apes: The Chimpanzee's Theory of How the World Works*. Oxford University Press, Oxford.

Resende, B., Izar, P. & Ottoni, E. (2003) Interaction between social play and nutcracking behavior in semi-free tufted capuchin monkeys (*Cebus apella*). *Revista de Etologia* 5:198-199.

Roux, V., Bril, B. & Dietrich, G. (1995) Skills and learning difficulties involved in stone knapping: the case of stone-bead knapping in Khambhat, India. *World Archeology* 27:63-87.

Smitsman, A. (1997) The development of tool use: changing boundaries between organism and environment. In: *Evolving Explanations of Development* (C. Denton-Read & P. Zukow-Goldring, eds.). American Psychological Association, Washington, D.C., pp. 301-329.

Terborgh, J. (1983) *Five New World Primates: A Study of Comparative Ecology*. Princeton University Press, Princeton.

Thelen, E. & Smith, L. (1994) *A Dynamic Systems Approach to the Development of Cognition and Action*. MIT Press, Cambridge.

Tomasello, M., Davis-Dasilva, M., Camak, L. & Bard, K. (1987) Observational learning of tool-use by young chimpanzees. *Human Evolution* 2:175-183.

Turvey, M.T. (1996) Active touch. *American Psychologist* 51:1134-1152.

Ueno, Y. & Fujita, K. (1998) Spontaneous tool use by a Tonkean macaque (*Macaca tonkeana*). *Folia Primatologica* 69:318-324.

Visalberghi, E. (1987) Acquisition of nut-cracking behavior by 2 capuchin monkeys (*Cebus apella). Folia Primatologica* 49:168-181.

Visalberghi, E. & Fragaszy, D. M. (2006) What is challenging about tool use? The capuchin's perspective. In: *Comparative Cognition: Experimental Explorations of Animal Intelligence* (E.A. Wasserman & T.R. Zentall, eds.). Oxford University Press, New York, pp. 529-552.

Visalberghi, E., Fragaszy, D., Ottoni, E., Izar, P., de Oliveira, M.G. & Andrade, F.R.D. (2007) Characteristics of hammer stones and anvils used by wild bearded capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) to crack open palm nuts. *American Journal of Physical Anthropology* 132:426-444.

Wagman, J.B. & Carello, C. (2001) Affordances and inertial constraints on tool use. *Ecological Psychology* 13:173-195.

Westergaard, G.C. (1988) Lion-tailed macaques (*Macaca silenus*) manufacture and use tools. *Journal of Comparative Psychology* 102:152-159.

Westergaard, G.C. (1992) Object manipulation and the use of tools by infant baboons (*Papio cynocephalus anubis*). *Journal of Comparative Psychology* 106:398-403.

Wynn, T. (1993) Layers of thinking in tool use behavior. In: *Tools, Language and Cognition in Human Evolution* (K.R. Gibson & T. Ingold, eds.). Cambridge University Press, New York, pp. 389-406.

Zuberbühler, K., Gygax, L., Harley, N. & Kummer, H. (1996) Stimulus enhancement and spread of a spontaneous tool use in a colony of long-tailed macaques. *Primates* 37:1-12.

A Primatologia no Brasil, vol. 10
J.C. Bicca-Marques, Editor
Sociedade Brasileira de Primatologia
Porto Alegre, RS
pp. 547-563

Field experiments: a critical approach to the study of primate cognition

Paul A. Garber[1] & Júlio César Bicca-Marques[2]

[1] University of Illinois at Urbana-Champaign
[2] Pontifícia Universidade católica do Rio Grande do Sul

ABSTRACT

Traditional approaches to the study of primate cognition have focused principally on experiments conducted with single individuals or pairs of individuals housed in a laboratory setting. These studies provide an excellent opportunity to test cognitive performance in highly controlled tasks in which the experimenter can manipulate information available to the study subjects. In contrast, observations of wild primates under natural conditions offer the most appropriate setting to understand the specific social and ecological challenges individuals face in locating and exploiting resources, and maintaining social relationships. In natural field studies, however, researchers lack control over information available to the monkeys and therefore are often limited in their ability to distinguish among several competing hypotheses. An alternative to these two approaches is experimental field studies. Experimental field studies offer an opportunity to control and systematically manipulate information available to wild primates in

* Endereço para correspondência: Paul A. Garber, Department of Anthropology, University of Illinois at Urbana-Champaign, 109 Davenport Hall, 607 South Mathews Avenue, Urbana, IL 61801, U.S.A., Fax: +1-217-2443490, Email: p-garber@uiuc.edu

order to test hypotheses concerning individual and species differences in perception, memory, learning and decision-making within a natural ecological and social setting. In this paper we present the results of a series of experimental field studies designed to examine (1) the ability of wild capuchins (*Cebus capucinus*) to use landmark cues relationally to predict the location of baited feeding sites, and (2) the ability of wild emperor (*Saguinus imperator*) and saddleback (*Saguinus fuscicollis*) tamarins to alter their use of social and ecological information in selecting feeding sites under conditions of changing food availability. Given that virtually all higher primates are social foragers, we argue that models of learning and cognition that integrate the importance of both social and ecological information offer critical insight into the evolution of behavioral complexity and decision-making in primates.

Key words: Perception, memory, learning, decision-making, ecological information, social information

RESUMO

Abordagens tradicionais aplicadas ao estudo da cognição dos primatas têm enfocado principalmente em experimentos conduzidos em cativeiro ou laboratório com indivíduos isolados ou aos pares. Estes estudos fornecem uma excelente oportunidade para testar o desempenho cognitivo em tarefas altamente controladas nas quais o pesquisador pode manipular a informação disponível aos animais. As observações de primatas selvagens na natureza, por outro lado, oferecem as melhores condições para se entender os desafios sociais e ecológicos que os indivíduos enfrentam durante a localização e exploração de recursos e a manutenção de suas relações sociais. No entanto, sob tais circunstâncias o pesquisador não tem controle sobre a informação disponível aos macacos, o que compromete a sua habilidade em distinguir hipóteses independentes. Uma alternativa a estas duas abordagens são os estudos experimentais de campo, os quais permitem o controle e a manipulação sistemática das informações disponíveis para os primatas selvagens a fim de testar hipóteses relativas a diferenças individuais e interespecíficas na percepção, memória, aprendizado e tomada de decisões em um ambiente natural e social. Neste trabalho apresentamos os resultados de uma série de estudos experimentais de campo delineados para examinar a habilidade (1) de *Cebus capucinus* em usar marcos referenciais para prever a localização de locais de alimentação

com recompensa e (2) de *Saguinus imperator* e *S. fuscicollis* em alterar seu uso de informação social e ecológica na seleção de locais de alimentação sob condições variáveis de disponibilidade de alimento. Considerando-se que praticamente todos os primatas superiores são forrageadores sociais, argumentamos que modelos de aprendizagem e cognição que integrem o papel desempenhado pelas informações sociais e ecológicas oferecem um entendimento crítico da evolução da complexidade comportamental e da tomada de decisões dos primatas.

Palavras-chave: Percepção, memória, aprendizagem, tomada de decisões, informação ecológica, informação social

INTRODUCTION

Traditional approaches to the study of nonhuman primate cognition have centered on two primary methodological techniques: laboratory studies and natural field studies. Many researchers have examined questions of cognition in captive primates under controlled experimental conditions. These studies are typically conducted on single individuals or pairs housed in a laboratory setting, and have been extremely productive in addressing issues of learning, problem-solving, communication, and species differences in cognitive and perceptual abilities (Shettleworth, 1998; Tomasello & Call, 1997; Visalberghi, 1997, 2002). A second approach is the collection of detailed observations of primate behavior, foraging strategies, and socioecology under natural field conditions. Over the past 50 years researchers have amassed a significant body of quantitative information from which to generate and test theories concerning the behavior and ecology of our closest living relatives. Despite the many strengths these approaches provide in identifying the kinds of information primates' use in decision-making, each is subject to limitations.

In captive settings, primates are often presented with problem-solving tasks that may not accurately replicate the social and ecological contexts in which these problems are naturally encountered or solved. Moreover during ontogeny, captive primates are likely to have very different social and ecological experiences than their wild counterparts, and this may bias the manner in which different individuals or species

respond to a given test setting and the types of information that are most salient under a given set of conditions.

Scientists working with wild primates face equally difficult research challenges. Natural field studies generally lack sufficient control over, or information on, the range of behavioral options available to an individual, and therefore researchers are often limited in their ability to distinguish among several competing hypotheses. For example, although numerous researchers have argued that nonhuman primates maintain a complex mental map of the location, availability, and distribution of a large number of feeding sites within their home range, there is limited empirical information on the degree to which primates use landmarks singly or as an array, and whether navigation is accomplished using route-based spatial representations or coordinate-based spatial representations (Byrne, 2000; Garber, 2000; Poucet, 1993).

A third approach to the study of primate behavioral ecology and cognition involves experimental field studies. Experimental field studies build on the strengths of laboratory and natural field research by presenting wild primates with social and ecological problems analogous to those they naturally encounter, but under controlled conditions. The information presented can be varied systematically in order to isolate the effects of individual cues and sets of cues in decision-making. Field experiments are not a new approach to the study of primate behavior and have been used successfully in addressing questions concerning primate vocal communication, territorial behavior, predator detection, and individual recognition using playback experiments (e.g., Cheney & Seyfarth, 1981, 1990; Kummer, 1971; Marler, 1965; Robinson, 1981).

It only has been in the past 5-10 years, however, that researchers have designed controlled field experiments to examine the kinds of social and ecological information primates' use in making foraging decisions. These studies, which are largely based on a body of literature known as social foraging theory (see volume by Giraldeau & Caraco, 2000), complement current research on primate cognitive ecology and resource competition and involve systematically varying spatial, temporal, visual, olfactory, and quantity information available to group members at experimental feeding sites (Azevedo, 2006; Bicca-Marques, 2000; Bicca-Marques & Garber, 2004, 2005; Di Bitetti & Janson, 2001; Garber & Dolins, 1996; Garber & Paciulli, 1997; Gomes, 2006; Janson, 1996, 1998; Janson & Di Bitetti, 1997; Nunes, 2006).

For the remainder of this paper, we present the results of a series of experimental field studies designed (1) to test the ability of wild white-faced capuchin monkeys (*Cebus capucinus*) in Costa Rica to use an array of three landmark cues to compute the spatial location of baited feeding sites (Garber & Brown, 2006), and (2) to identify differences in the manner in which individual Weddell's saddleback tamarins (*Saguinus fuscicollis weddelli*) and black-chinned emperor tamarins (*Saguinus imperator imperator*) flexibly alter their use of social and ecological information to locate feeding sites under conditions of changing food availability (Garber *et al.*, in press). We use these studies as examples of the important role that experimental field studies play in addressing current theoretical issues in primatology.

LANDMARK CUES

A major challenge that primates face is the ability to efficiently locate and re-locate ephemeral, widely scattered, and productive feeding sites that lie far outside their field of view (Garber, 1988, 1989, 2000; Garber & Dolins, 1996; Janson, 1998; Janson & Di Bitetti 1997; Menzel, 1991, 1996; Menzel *et al.*, 2002). Exactly how individuals internally represent spatial information, and integrate and recall the location of predictable features in the environment as landmarks or reference points remains unclear (Biegler & Morris, 1996; Kamil & Cheng, 2001; Roberts & Pearce, 1998).

Landmarks may be represented as distance, direction, or distance and direction vectors from a target or goal (Cheng & Spetch, 1998). A single landmark may be used as a beacon and associated with the location of a den, nest, or feeding tree (Dyer, 1991). In other cases, spatial representations may include a configuration of several landmarks encoded individually or together (Gibson & Kamil, 2001; Kamil *et al.*, 1999; Vander Wall, 1990). Although the use of multiple landmarks to encode spatial information may require an increased capacity to store and integrate a relatively large number of points in the environment, Kamil & Cheng (2001) argue that the use of "multiple landmarks functions to increase dramatically the precision of searching in the face of errors in the estimation of distance or direction" (p. 107).

Garber & Brown (2006) conducted a series of controlled field experiments to test the ability of capuchins to use an arrangement of three identical landmarks to locate reward platforms. This task was

accomplished by constructing eight visually identical wooden platforms located in the home range of one study group. The platforms were arranged in a circle with a diameter of 8 m. Each platform was positioned at an angle of 45 degrees and a distance of 3.1 m from its neighboring platforms. The problem presented to the capuchins tested their ability to use a series of experimental landmark cues (identical yellow and pink colored poles measuring 2 m in height) to predict which of eight feeding platforms contained a hidden food reward (bananas). The spatial configuration of poles was systematically manipulated across experiments (see below). In all experiments, six platforms each contained two plastic (sham) bananas and two platforms each contained two real bananas (however, neighboring platforms did not each contain a food reward). Real and sham bananas were covered with leaves to eliminate visual cues, and banana skins were placed with plastic bananas to equalize odor cues. The identity of the two reward platforms during each test session was not predictable. Although the specific locations of the three landmarks changed randomly from trial to trial, the spatial relationship between them and the reward platforms remained constant. Given that there were 16 individuals in the study group, capuchins that arrived at the feeding station early had greater access to both social (sight of successful conspecific foragers) and ecological information (food-related cues) that could be used to solve the foraging problem. For a more complete description of the research protocol see Garber & Brown (2006).

Due to the fact that the order in which the capuchin foragers located the two reward platforms was irrelevant to the foraging problem, the data were evaluated as a Bernoulli problem with the selection of each platform as an independent trial according to the formula

$$b(x, n, p) = (n!/(n-x)\ x!)\ p^x\ q^{n-x}$$

Where

b=probability of capuchin performance during a given experiment,

p=probability that two reward platforms are selected by chance during first four platform visits (p=0.214),

q=probability that less than two reward platforms are selected by chance during the first four platform visits (q=0.786),

x=number of trials in which two reward platforms were selected during first four platform visits,

n=number of trials in which two reward platforms were not selected during first four platform visits.

A Student's t-test (two-tail probability) was used to examine differences in capuchin behavior (latency to first platform visit, time spent at feeding platforms, and time spent at the feeding station) over the course of the field experiments. For all analyses probability was set at 0.05.

Data were collected over the course of 55 consecutive days and 227 experimental trials. An experimental trial began when the capuchins arrived at the feeding station and explored the feeding platforms. Once the capuchins left the area, the platforms were rebaited randomly, and a new trial began when the capuchins returned to the feeding station. The mean number of trails per day per experiment varied from 1.5 (± 0.77) in the first experiment to 7.4 (± 2.0) in the last experiment. During all experimental conditions, the capuchins visited the feeding platforms on 3,262 occasions.

The first set of experiments tested the ability of the capuchins to use two landmark or nearby associative cues (yellow and pink poles positioned on either side of a reward platform) to locate the reward platforms. This was learned rapidly. Over the course of 20 experimental trials the capuchins successfully located the reward platforms at a rate greater than chance (45% correct, chance level in all experiment was 25% [2/8], $p<0.01$). However, the capuchins could have solved this task using a non-spatial foraging rule such as search the platform nearest to a landmark cue.

In the second experiment landmarks were relocated at a distance of 2 m behind a reward platform and at an angle mid-way between neighboring platforms. In this case, the proximity of a single pole was not sufficient to solve the foraging problem because each pole was positioned at the same distance and angle to the reward platform as it was to the non-baited platforms on either side of the reward platform. An understanding of the spatial positions of two landmarks and the reward platform was required to solve this foraging problem. The capuchins were successful in solving this spatial problem (76% correct, $p<0.001$).

In the final set of the experiments a third pole was introduced. The location of the third landmark was placed in a line between the two initial poles and the opposite platform. The distance from the third landmark cue to the reward platform opposite the poles was 5 m. The task presented to the capuchins therefore involved using the spatial relationships of three identical landmarks to compute the trajectory (direction) to the reward platform. In 35 of 57 trials (61%) the

capuchins were successful in locating both reward platforms in four or fewer platform choices (p=0.0001). Initially, the capuchins selected the reward platform bounded by the two landmark cues (13/17 trials). In the final 17 trials, however, the capuchins were as likely to select first the reward platform requiring the use of three landmarks (9/17=53%) as the platform bounded by two landmarks (8/17=47%) as their first reward platform choice. This suggests the possibility that like humans, baboons, and tamarin monkeys, white-faced capuchins are able to mentally rotate spatial information to solve a foraging problem (Tomasello & Call, 1997).

Given that landmarks presented to the capuchins were visually identical, individuals could not solve the foraging problem by encoding the spatial relationship between a single landmark and the reward. Rather, in order to find the goal the forager had to recall the spatial relationship between an array or set of landmarks and the reward platforms. In a recent paper, Kamil & Cheng (2001) outlined a series of hypotheses concerning multiple landmark use by foragers. Given evidence that miscalculations in estimating distance result in a greater error in locating a target than a miscalculation in estimating direction, these authors argue that the use of multiple landmarks significantly reduces the search space within which a target can be found. These authors suggest that if a forager has precise spatial knowledge, it can rely on a single landmark to locate its goal accurately. However, in the absence of a 'highly accurate biological compass', the use of three or more landmarks can significantly improve search efficiency (Kamil & Cheng, 2001). Based on the results of our field experiments, there is evidence that wild capuchins use the spatial relationships of three landmarks to compute the position of a target or goal.

SOCIAL AND ECOLOGICAL INFORMATION

Compared to other groups of mammals, primates are characterized by large brain size and complex cognitive skills. These skills influence the ability of lemurs, monkeys, apes and humans to store and integrate different types of information. Large brain evolved early in primate evolution, and on average monkeys and apes have brains two times larger than expected for a mammal of a given body mass (Passingham, 1982). In general two main hypotheses have been proposed to explain encephalization in primates. There exist a set of foraging hypotheses

suggesting that challenges associated with exploiting embedded resources, or resources that vary considerably in space and time, have played a major role in primate brain evolution (Gibson, 1990; Milton, 1981, 1988, 2000). Alternatively, researchers have suggested that the ability to recall, process, and manipulate complex social information has been the major force driving primate brain evolution (Byrne, 1994; Byrne & Whiten 1992; Dunbar, 1995). However, virtually all primates are social foragers and group members commonly face problems of acquiring resources and maintaining social relationships whose effective solutions require the use of both social and ecological information (Bicca-Marques & Garber, 2005). Therefore, in addition to the challenge of locating feeding sites, group-living primates also need to take into account social information, such as who to follow, avoid or cooperate with in their foraging decision-making process.

Tamarins (*Saguinus* spp.) are cohesive foragers that exploit widely scattered and patchily distributed food resources (Garber, 1989, 1993). According to Garber (2000), much of the foraging information used by individual tamarins is likely to be public information. That is, information also available to all or most group members. Consequently, tamarin foraging behavior and ecology appear to provide an appropriate setting to examine questions concerning individual differences in foraging strategy using the searcher-joiner paradigm associated with social foraging theory. Social foraging theory (Giraldeau & Caraco, 2000) offers a highly productive framework to examine the ability of individuals to integrate social information and ecological information in decision-making.

In this second series of field experiments Garber *et al.* (in press) examined the effects of social rank and patch size on emperor and saddleback tamarin foraging decisions. This research was conducted at a 100 hectare protected reserve administered by the Federal University of Acre, Rio Branco, State of Acre, Brazil. All group members were captured, tranquilized, measured, weighed, and marked with colored collars for individual recognition. There were 8-10 emperor and 10 saddleback tamarins in our study groups.

We conducted a series of six field experiments, each lasting 16 days, in which the amount and distribution of food available to the monkeys was systematically manipulated. Depending on the protocol of the experiment, either two or all eight feeding platforms (FPs) contained a food reward. During all experiments real and inaccessible bananas were concealed under a large leaf to eliminate the use of visual cues to

identify reward platforms, and place was predictable. That is, during a given experiment the same set of platforms consistently contained a food reward. Thus, tamarins had access to spatial information to predict the location of baited platforms.

The amount of food on a platform varied from approximately 13 g of banana (poor food patch), 60 g of banana (moderate food patch), or 180 g of banana (rich food patch). In the poorest patch one or two individuals could consume all the available food in a short period of time, whereas the richest patch contained more than enough food to satiate all group members. In addition, the experimental conditions varied in terms of reward certainty. That is, food rewards could be more easily monopolized by dominant individuals when distributed on only two FPs than when food was present on all eight FPs. This difference in food quantity and monopolization enabled us to assess the effects of sex, age, and dominance on individual foraging strategies. For more details of the experimental design see Garber *et al.* (in press).

In order to identify foraging strategies used by individual tamarins, each group member was classified as a searcher, joiner, or opportunist during each experimental condition based on the relative frequency that individual was the first group member to arrive at a previously non-inspected platform. Searchers are the first individuals to arrive at a feeding site and therefore rely solely on ecological information in their search. Joiners are individuals that direct their attention to the searching behavior of conspecifics and use social information to locate food patches. Finally, under conditions in which foragers can simultaneously monitor the feeding behavior of others and search for food, individuals may act as opportunists and distribute their time and energy to both active foraging and kleptoparasitizing or usurping food located by the search efforts of others.

The results of our study indicate that individual tamarins exhibited considerable flexibility in using ecological and social information in foraging decisions. The most common strategy employed by both emperor (55%) and saddleback (62%) tamarins was an opportunist foraging pattern. In the case of emperor tamarins, the lowest-ranking adult male and the highest-ranking adult female were found to adopt all three search strategies depending on the conditions of the experiment, whereas subadults were equally likely to be joiners or opportunists but not searchers. Overall, emperor tamarin searchers tended to be adult females (five of 10 cases) and joiners tended to be subadult or juvenile group members (seven of 11 cases).

In saddleback tamarins, the dominant male was the only group member to adopt searcher, joiner, and opportunist strategies. Joiner strategies were most common in experiments in which patch productivity was high. In saddleback tamarins both high and low ranking adult males and juveniles acted as searchers.

At food patches in which the potential for a finder's advantage was high, most emperor tamarin group members were characterized by an opportunist foraging strategy. That is, sometimes they acted as searchers and sometimes they acted as joiners. Opportunists of high social rank were more successful than opportunists of low social rank or joiners in obtaining a food reward. In some cases high-ranking emperor tamarin opportunists were as or more successful than searchers in obtaining food rewards. This was not the case in saddleback tamarins. As food became more limiting, saddleback tamarins adopting a searcher strategy were more successful than individuals adopting a joiner or an opportunist strategy.

Primates are social foragers and therefore may integrate both social and ecological information in problem-solving and decision-making. Social foragers have the opportunity to learn by observing the outcomes of dominance interactions over food rewards, and to use this information in deciding when to feed, which food patch to exploit and which individuals to join, and which food patches or individual to avoid. Our results suggest that individual tamarins use social and ecological information from one set of conditions to develop problem-solving 'rules' or strategies that are effective in a different but related set of conditions. In this regard, learning social information and learning ecological information may involve similar cognitive processes (Visalberghi & Fragaszy, 2001), and therefore we need to develop hypotheses of primate cognition that integrate both social and ecological information (Bicca-Marques & Garber, 2005). Social foraging theory is one such approach.

CONCLUSION

The studies presented here represent only a small subset of the field experiments that have been conducted on primate cognitive ecology. Several studies have examined the ability of diurnal and nocturnal New World monkeys to use visual, olfactory, and spatial information in foraging decisions (Azevedo, 2006; Bicca-Marques,

2000; Bicca-Marques & Garber, 2004; Bicca-Marques & Nunes, 2007; Garber & Dolins, 1996; Garber & Paciulli, 1997; Gomes, 2006; Nunes, 2006), the ability of tamarins and capuchins to use temporal information in deciding when to return to feeding sites (Bicca-Marques, 2005, 2006; Garber & Dolins, 1996; Garber & Paciulli, 1997), whether capuchins have causal knowledge in understanding how a tool functions in solving a foraging problem (Garber & Brown, 2004; P.A. Garber, D.F. Gomes & J.C. Bicca-Marques, unpublished data), whether male and female tamarins differ in their abilities to use visual information (color cues) in locating feeding sites (Dominy *et al.*, 2003), the ability of New World primates to use both social and ecological information in decision-making (Bicca-Marques & Garber, 2005; Garber *et al.*, in press), spatial memory and foraging strategies in wild capuchins (Di Bitetti & Janson, 2001; Garber & Brown, 2006; Janson, 1998; Janson & Di Bitetti, 1997), and species and individual differences in handedness in wild capuchins (Garber *et al.*, submitted). We strongly advocate the expanded use of experimental field studies as an important methodological tool in testing current hypotheses in behavior, ecology, cognition, and decision-making in primates. Experimental field studies are most valuable when they built upon empirical and theoretical information obtained from natural field and laboratory studies, are used as a bridge for developing and testing theories of social learning and social foraging theory, and integrate terminology and theoretical concepts used by primatologists, ethologists, and psychologists.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the following institutions and agencies for supporting our experimental field studies on primate cognition: University of Illinois at Urbana-Champaign, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Universidade Federal do Acre, Fundação S.O.S. Amazônia, American Society of Primatologists, Wenner-Gren Foundation for Anthropological Research, World Wildlife Fund-Brazil, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, The John D. Catherine T. MacArthur Foundation, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). We also wish to acknowledge the contribution of K. Schacht, C.A. Nunes, A. Araripe, E. Brown and M.A.O. Azevedo-Lopes in data collection in the field. PAG wishes to

thank Sara and Jenni for their love and for making this world a better place to be. PAG thanks Chrissie for being Chrissie. JCBM also wishes to thank his wife Cláudia and children Gabriel and Ana Beatriz for their permanent emotional support.

BIBLIOGRAPHY

Azevedo, R.B. (2006) Ecologia cognitiva e forrageio social em *Saguinus bicolor* (Spix, 1823). Dissertação de mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Bicca-Marques, J.C. (2000) Cognitive aspects of within-patch foraging decisions in wild diurnal and nocturnal New World monkeys. PhD thesis, University of Illinois at Urbana-Champaign, Urbana.

Bicca-Marques, J.C. (2005) The win-stay rule in within-patch foraging decisions in free-ranging titi monkeys (*Callicebus cupreus cupreus*) and tamarins (*Saguinus imperator imperator* and *S. fuscicollis weddelli*). *Journal of Comparative Psychology* 119:343-351.

Bicca-Marques, J.C. (2006) Distance influences between-patch foraging by emperor and saddleback tamarins. *Journal of Zoology* 269:221-224.

Bicca-Marques, J.C. & Garber, P.A. (2004) Use of spatial, visual, and olfactory information during foraging in wild nocturnal and diurnal anthropoids: A field experiment comparing *Aotus*, *Callicebus*, and *Saguinus*. *American Journal of Primatology* 62:171-187.

Bicca-Marques, J.C. & Garber, P.A. (2005) Use of social and ecological information in tamarin foraging decisions. *International Journal of Primatology* 26:1321-1344.

Bicca-Marques, J.C. & Nunes, A.M. (2007) Regras individuais de forrageio em batedores de *Saguinus imperator imperator* e *Saguinus fuscicollis weddelli*. In: *A Primatologia no Brasil, vol. 10* (J.C. Bicca-Marques, ed.). Sociedade Brasileira de Primatologia, Porto Alegre, pp. 401-422.

Biegler, R. & Morris, R.G.M. (1996) Landmark stability: further studies pointing to a role in spatial learning. *Quarterly Journal of Experimental Psychology: Section B* 49:307-345.

Byrne, R.W. (1994) The evolution of intelligence. In: *Behaviour and Evolution* (P.J.B. Slater & T.R. Halliday, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 223-265.

Byrne, R.W. (2000) How monkeys find their way: leadership, coordination, and cognitive maps of African baboons. In: *On the Move: How and Why Animals Travel in Groups* (S. Boinski & P.A. Garber, eds.). University of Chicago Press, Chicago, pp. 491-518.

Byrne, R.W. & Whiten, A. (1992) Cognitive evolution in primates: evidence from tactical deception. *Man* 27:609-627.

Cheney, D.L. & Seyfarth, R.M. (1981) Selective forces affecting the predator alarm calls of vervet monkeys. *Behaviour* 76:25-61.

Cheney, D.L. & Seyfarth, R.M. (1990) *How Monkeys See the World: Inside the Mind of Another Species*. Chicago University Press, Chicago.

Cheng, K. & Spetch, M.L. (1998) Mechanisms of landmark use in mammals and birds. In: *Spatial Representation in Animals* (S.D. Healy, ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 1-17.

Di Bitetti, M. & Janson, C.H. (2001) Social foraging and the finder's share in capuchin monkeys, *Cebus apella*. *Animal Behaviour* 62:47-56.

Dominy, N., Garber, P.A., Bicca-Marques, J.C. & Azevedo-Lopes, M.A.O. (2003) Do female tamarins use visual cues to detect fruit rewards more successfully than males? *Animal Behaviour* 66:829-837.

Dunbar, R.I.M. (1995) Neocortex size and group size in primates: a test of the hypothesis. *Journal of Human Evolution* 28:287-296.

Dyer, F.C. (1991) Bees acquire route-based memories but not cognitive maps in a familiar landscape. *Animal Behaviour* 41:239-246.

Garber, P.A. (1988) Foraging decisions during nectar feeding by tamarin monkeys (*Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*, Callitrichidae, Primates) in Amazonian Peru. *Biotropica* 20:100-106.

Garber, P.A. (1989) Role of spatial memory in primate foraging patterns: *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*. *American Journal of Primatology* 19:203-216.

Garber, P.A. (1993) Feeding ecology and behaviour of the genus *Saguinus*. In: *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour, and Ecology* (A.B. Rylands, ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 273-295.

Garber, P.A. (2000) Evidence for the use of spatial, temporal, and social information by primate foragers. In: *On the Move: How and Why Animals Travel in Groups* (S. Boinski & P.A. Garber, eds.). University of Chicago Press, Chicago, pp. 261-298.

Garber, P.A., Bicca-Marques, J.C. & Azevedo-Lopes, M.A.O. (In press) Primate cognition: integrating social and ecological information in a foraging decision-making context. In: *South American Primates: Comparative Perspectives in the Study of Behavior, Ecology, and Conservation* (P.A. Garber, A. Estrada, J.C. Bicca-Marques, E.K. Heymann & K.B. Strier, eds.). Springer, New York.

Garber, P.A. & Brown, E. (2004) Wild capuchins (*Cebus capucinus*) fail to use tools in experimental field study. *American Journal of Primatology* 62:165-170.

Garber, P.A. & Brown, E. (2006) Use of landmark cues to locate feeding sites in wild capuchin monkeys (*Cebus capucinus*): an experimental field study. In: *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior, and Conservation* (A. Estrada, P.A. Garber, M.S.M. Pavelka & L. Luecke, eds.). Springer, New York, pp. 311-332.

Garber, P.A. & Dolins, F.L. (1996) Testing learning paradigms in the field: evidence for use of spatial and perceptual information and rule-based foraging in wild moustached tamarins. In: *Adaptive Radiations in Neotropical Primates* (M. Norconk, A.L. Rosenberger & P.A. Garber, eds.). Plenum Press, New York, pp. 201-216.

Garber, P.A., Gomes, D.F. & Bicca-Marques, J.C. (Submitted) Experimental field study of hand preference in wild black-horned (*Cebus nigritus*) and wild white-faced (*Cebus capucinus*) capuchins: evidence for individual and species differences. *Animal Cognition*.

Garber, P.A. & Paciulli, L.M. (1997) Experimental field study of spatial memory and learning in wild capuchin monkeys (*Cebus capucinus*). *Folia Primatologica* 68:236-254.

Gibson, B.M. & Kamil, A.C. (2001) Test for cognitive mapping in Clark's nutcrackers (*Nucifraga columbiana*). *Journal of Comparative Psychology* 115:403-417.

Gibson, K.R. (1990) New perspectives on instincts and intelligence: brain size and the emergence of hierarchical mental constructional skills. In: *Language and Intelligence in Monkeys and Apes* (S.T. Parker & K.R. Gibson, eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 97-128.

Giraldeau, L.-A. & Caraco, T. (2000) *Social Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton.

Gomes, D.F. (2006) Ecologia cognitiva e forrageio social em macacos-prego, *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809). Dissertação de mestrado,

Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Janson, C.H. (1996) Towards an experimental socioecology of primates: examples from Argentine brown capuchin monkeys (*Cebus apella nigritus*). In: *Adaptive Radiations in Neotropical Primates* (M. Norconk, A.L. Rosenberger & P.A. Garber, eds.). Plenum Press, New York, pp. 309-325.

Janson, C.H. (1998) Experimental evidence for spatial memory in foraging wild capuchin monkeys, *Cebus apella*. *Animal Behaviour* 55:1229-1243.

Janson, C.H. & Di Bitetti, M.S. (1997) Experimental analysis of food detection in capuchin monkeys: effects of distance, travel speed, and resource size. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 41:17-24.

Kamil, A.C. & Cheng, K. (2001) Way-finding and landmarks: the multiple-bearings hypothesis. *The Journal of Experimental Biology* 204:103-113.

Kamil, A.C., Balda, R.P. & Good, S. (1999) Patterns of movement and orientation during caching and recovery by Clark's nutcrackers (*Nucifraga columbiana*). *Animal Behaviour* 57:1327-1335.

Kummer, H. (1971) *Primate Societies: Group Techniques of Ecological Adaptation*. Aldine, Chicago.

Marler, P. (1965) Communication in monkeys and apes. In: *Primate Behavior* (I. DeVore, eds.). Holt, Rinehart & Winston, New York, pp. 544-584.

Menzel, C.R. (1991) Cognitive aspects of foraging in Japanese monkeys. *Animal Behaviour* 41:397-402.

Menzel, C.R. (1996) Structure-guided foraging in lion-tailed macaques. *American Journal of Primatology* 38:117-132.

Menzel, C.R., Savage-Rumbaugh, E.S. & Menzel, E.W. Jr. (2002) Bonobo (*Pan paniscus*) spatial memory and communication in a 20-hectare forest. *International Journal of Primatology* 23:601-620.

Milton, K. (1981) Distribution patterns of tropical plant foods as an evolutionary stimulus to primate mental development. *American Anthropologist* 83:534-548.

Milton, K. (1988) Foraging behaviour and the evolution of primate intelligence. In: *Machiavellian Intelligence: Social Expertise and the Evolution of Intellect in Monkeys, Apes, and Humans* (R.W. Byrne & A. Whiten, eds.). Oxford University Press, Oxford, pp.285-305.

Milton K. (2000). Quo vadis? Tactics of food search and group movements in primates and other animals. In: *On the Move: How and Why Animals Travel in Groups* (S. Boinski & P.A. Garber, eds.). University of Chicago Press, Chicago, pp. 375-417.

Nunes, A.M. (2006) Ecologia cognitiva e forrageio social em híbridos de *Callithrix penicillata* x *Callithrix jacchus* (Primates: Cebidae: Callitrichinae), introduzidos na Ilha de Santa Catarina. Dissertação de mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Passingham, R.E. (1982) *The Human Primate*. W.H. Freeman, San Francisco.

Poucet, B. (1993) Spatial cognitive maps in animals: New hypotheses on their structure and neural mechanism. *Psychological Review* 100:163-182.

Roberts, A.D.L. & Pearce, J.M. (1998) Control of spatial behavior by an unstable landmark. *Journal of Experimental Psychology: Animal Behavior Processes* 24:172-184.

Robinson, J.G. (1981) Vocal regulation of inter- and intragroup spacing during boundary encounters in the titi monkey, *Callicebus moloch*. *Primates* 22:161-172.

Shettleworth, S.J. (1998) *Cognition, Evolution, and Behavior*. Oxford University Press, New York.

Tomasello, M. & Call, J. (1997) *Primate Cognition*. Oxford University Press, New York.

Vander Wall, S.B. (1990) *Food Hoarding in Animals*. University of Chicago Press, Chicago.

Visalberghi, E (1997) Success and understanding in cognitive tasks: a comparison between *Cebus apella* and *Pan troglodytes*. *International Journal of Primatology* 18:811-830.

Visalberghi, E. (2002) Insight from capuchin monkey studies: ingredients of recipes for, and flaws in capuchins' success. In: *The Cognitive Animal: Empirical and Theoretical Perspectives on Animal Cognition* (M. Bekoff, C. Allen & G.M. Burghardt, eds). MIT Press, Cambridge, MA, pp. 405-411.

Visalberghi, E. & Fragaszy, D. (2001) Do monkeys ape? Ten years after. In: *Imitation in Animals and Artifacts* (K. Dautenhahn & C. Nehaniv, eds.). MIT Press, Boston, pp. 471-499.

Apoio:

CNPq
Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CAPES

Agência Brasileira do ISBN

ISBN978-85-61048-00-6

9 788561 048006